



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA - UNB

FACULDADE DE TECNOLOGIA - FT

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL – EFL

**MODELAGEM DOS SERVIÇOS HIDROAMBIENTAIS RESULTANTES
DE PRÁTICAS CONSERVACIONISTAS NA BACIA DO CÓRREGO
TAQUARA - DF**

Trabalho final apresentado ao Departamento de Engenharia Florestal
da Universidade de Brasília, como requisito para obtenção do título
de Engenheiro Florestal

Orientador: Henrique Marinho Leite Chaves

Estudante: Maria Tereza Leite Montalvão

Brasília, junho de 2016

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA - UNB
FACULDADE DE TECNOLOGIA - FT
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL – EFL

**MODELAGEM DOS SERVIÇOS HIDROAMBIENTAIS RESULTANTES
DE PRÁTICAS CONSERVACIONISTAS NA BACIA DO CÓRREGO
TAQUARA - DF**

Trabalho final apresentado ao Departamento de Engenharia Florestal
da Universidade de Brasília, como requisito para obtenção do título
de Engenheiro Florestal

Estudante: Maria Tereza Leite Montalvão

Matrícula: 10/0017118

Linhas de Pesquisa: Conservação da água e do solo, Geoprocessamento, Modelagem Hidrológica

Orientador: Henrique Marinho Leite Chaves

Brasília, junho de 2016

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA - UNB
FACULDADE DE TECNOLOGIA - FT
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL – EFL

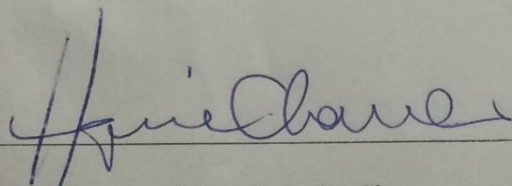
**MODELAGEM DOS SERVIÇOS HIDROAMBIENTAIS
RESULTANTES DE PRÁTICAS CONSERVACIONISTAS
NA BACIA DO CÓRREGO TAQUARA - DF**

Estudante: Maria Tereza Leite Montalvão

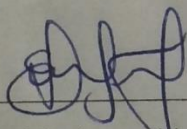
Matrícula: 10/0017118

Orientador: Prof. Dr. Henrique Marinho Leite Chaves

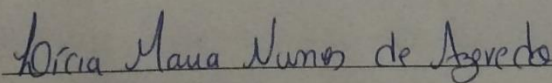
Menção: SS



Prof. Dr. Henrique Marinho Leite Chaves
Universidade de Brasília – UnB
Departamento de Engenharia Florestal
Orientador



Prof. Dr. Eraldo Aparecido Matricardi
Universidade de Brasília – UnB
Departamento de Engenharia Florestal
Membro da Banca



Lícia Maria Nunes de Azevedo
Engenheira Ambiental e especialista em geoprocessamento
The Nature Conservancy – TNC
Membro da Banca

junho//2016

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha mãe e minha irmã que sempre acreditaram em meu potencial e me apoiaram. Seus valores e ensinamentos são e sempre serão minha fonte de motivação.

Ao meu orientador Henrique Chaves por me inspirar com seu profissionalismo e por me apoiar e guiar no desenvolvimento deste trabalho.

Ao professor Eraldo Matricardi quem eu admiro imensamente, por sua sabedoria, carisma e paciência, e que me acompanhou e apoiou durante todo o meu desenvolvimento acadêmico e profissional.

Aos meus amigos da Engenharia Florestal que fizeram parte desta aventura, com os quais cresci e amadureci em especial à Mariana, Isabela, Pedro Henrique, João Victor, Marina, Brummel e Victor.

A Ecoflor por me proporcionar uma vivência e experiência prática na execução e gerenciamento de atividades ligadas aos diversos campos de atuação da Engenharia Florestal, além das inúmeras amizades e bons momentos.

A Coordenadoria de apoio à Sustentabilidade da Embrapa por me encorajar e me apresentar a uma experiência diferenciada e aplicada em relação à gestão territorial, especialmente à Andreia, a Marly, ao Virgílio e ao Gustavo.

Ao WWF - Brasil e ao Programa de Ciências por me oferecerem a oportunidade de aprendizado e crescimento ligados à conservação durante o tempo em que fui parte desta equipe.

Ao Departamento de Engenharia Florestal e todo o corpo docente e funcionários que foram fundamentais em minha formação acadêmica, profissional e pessoal.

REUSMO

O conjunto das interações entre os seres vivos e não vivos, ambientes físicos e biológicos, geram benefícios diretos ou indiretos obtidos pelo ser humano, chamados de serviços ambientais. Nos recursos hídricos, o grau de conservação do solo e da vegetação influencia diretamente na provisão destes serviços, impactando no controle de inundações, erosão e recarga de aquíferos, além da provisão de água para o abastecimento humano e animal. Nesse contexto a identificação espacial destes serviços é uma importante ferramenta para minimizar impactos negativos da pressão antrópica sobre as áreas naturais e oferecer opções estratégicas associadas à boas práticas de manejo, visando subsidiar a tomada de decisão e ações de programas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) como é o caso do Programa Produtor de Água - DF(ANA). O objetivo deste estudo é estimar os serviços ecossistêmicos de provisão hídrica e de regulação do solo, resultantes da implantação de projetos conservacionistas em propriedades da bacia do Córrego Taquara. A bacia estudada possui 3566 hectares e está localizada à nordeste do Distrito Federal, na Bacia do Ribeirão Pípiripau. Para efetuar o mapeamento e a quantificação dos serviços de provisão de água, sua qualidade e a sedimentação (erosão na bacia e aporte de sedimento), foram utilizados 3 modelos disponíveis no pacote InVEST – *Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs* – *Water Yield, Seasonal Water Yield e Sediment Delivery Ratio*, que tem como variável principal o mapa de classes de uso e ocupação do solo, gerado em formato matricial (*raster*), e as tabelas biofísicas de dados que relacionam a quantidade de água, pluviosidade, evapotranspiração, fatores de manejo do solo, dentre outros. Todos os dados geográficos foram produzidos e editados utilizando o *software* ArcGIS v. 10.2. Para a avaliação dos impactos do uso do solo nos serviços hidroambientais, as análises foram realizadas em dois cenários sendo (A) o uso atual sem ações conservacionistas e (B) cenário após as boas práticas do Programa Produtor de Água. Para o modelo de provisão de água anual foi realizada uma calibração utilizando-se dados coletados em campo. O valor estimado de água para o cenário (A) foi de 0,366 m³/s enquanto que para o cenário (B) foi de 0,347 m³/s. Este modelo não apresenta um fator de retenção e a diminuição da vazão no cenário B é explicada devido ao processo de evapotranspiração causada pelo aumento da cobertura vegetal. Para o modelo de provisão de água mensal, observou-se uma média de escoamento superficial de 1.406.315 m³ para o cenário A e de 824.319 m³ para o cenário B, uma redução de aproximadamente 60% e um aumento no escoamento de base, significativo em uma bacia onde há escassez no período de estiagem. Para o modelo de aporte de sedimento verificou-se que a perda de solo para o cenário (A) foi de 8.613 t ano⁻¹ o que representa 2,42 t há⁻¹ ano⁻¹ enquanto que para o cenário (B) a perda estimada de solo foi de 3.198,29 t ano⁻¹ (0,89 t há⁻¹ ano⁻¹) o que representa uma redução de 64% após a implementação das práticas conservacionistas na bacia.

Palavras – Chave: *InVEST*; Pagamento por Serviços Ambientais; Modelagem Hidrológica, Geoprocessamento, Conservação da água e do solo.

ABSTRACT

The interactions between living and non-living, physical and biological environments create benefits, which are called ecosystem services and humans can use directly or indirectly. The status of soil and vegetation conservation have a great influence on the provision of these services, impacting on flood control, erosion, and groundwater recharge, as well as water supply for human and animals. In this context, the spatial identification of these services is an important tool to minimize negative impacts of anthropic pressure on natural areas, also to offer strategic options associated with good management practices, in order to support decision making processes and actions for Payment for Ecosystem Services (PES) such as the “*Water Production Program - DF*” (ANA). The objective of this study is to estimate ecosystem services of water supply and soil regulation, resulting from the implementation of conservation projects in the basin Córrego Taquara - DF. The studied area has 3566 hectares and is located in the northeast of the Federal District, in Ribeirão Pipiripau Basin. To map and to quantify water supply services and sediment delivery ratio, were used 3 models available in InVEST package - *Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs*: Water Yield model, Seasonal Water Yield model and Sediment Delivery Ratio model. The main variable used was the map of land use classes and occupation, generated in matrix format (raster), and biophysical data from tables that relate the amount of water, rainfall, and evapotranspiration and management factors of soil. All geographic data were produced and edited using ArcGIS software v. 10.2. For the evaluation of the impacts of land use in hydro-environmental services, analyses were performed in two scenarios being (A) the current use without conservation actions and (B) after setting the best practices of *Water Production Program*. For the annual water supply model, a calibration method has been performed using real data. The estimated value of water to the scenario (A) was 0,366 m³ / s while for the scenario (B) was 0.347 m³ / s. This model does not have a retention factor and the decrease flow in scenario B is explained due to the evaporation process caused by increased vegetation area. For the monthly water supply model, there was an average runoff of 1.406.315 m³ for scenario A and 824 319 m³ for scenario B, a reduction of approximately 60% and a increase in base flow, significant in a basin where there is a scarcity in the dry season. To the sediment delivery ratio, the model verified that the loss of soil to the scenario (A) was 8.613 t yr⁻¹ (2.42 t ha⁻¹ y⁻¹) and for the scenario (B) the estimated soil loss was 3.198 t yr⁻¹ (0.89 t ha⁻¹ yr⁻¹) which represents a reduction of 64% after the implementation of conservation practices in the basin.

Key - Words: *InVEST*; Payment for Ecosystem Services; Hydrologic modeling, Geoprocessing, Soil and Water Conservation.

Sumário

LISTA DE FIGURAS	v
LISTA DE TABELAS	vi
LISTA DE SIGLAS	vii
1. INTRODUÇÃO	1
2. QUESTÕES DE PESQUISA	2
3. OBJETIVOS	3
3.1. Objetivo Geral.....	3
3.2. Objetivos Específicos.....	3
4. JUSTIFICATIVA.....	3
5. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
5.1. Funções Ecológicas	4
5.2. Serviços Ecológicos.....	5
5.2.1. Serviços de provisão hidrológica	6
5.2.2. Serviços de regulação do solo e controle de erosão	7
5.2.2.1. USLE - Universal Soil Loss Equation.....	8
5.2.3. Modelagem dos serviços ecológicos	9
5.2.3.1. Processos de modelagem e Geoprocessamento.....	11
5.2.3.2. InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs).....	12
5.3. Programas de Pagamento por Serviços Ecológicos.....	13
6. METODOLOGIA	14
6.1. Caracterização da área de estudo	14
6.2. Procedimento.....	19
6.2.1 Delineamento automático da Bacia Hidrográfica Estudada.....	21
6.2.2. Determinação dos Cenários de Planejamento	22
6.2.3. Modelo de Produção de Água Anual	23
6.2.4. Modelo de Produção de Água Mensal	27
6.2.5. Modelo de Erosão e Aporte de Sedimento	31
7. RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
7.1. Cenários de Planejamento	34
7.2. Produção de Água Anual.....	35
7.3. Modelo de Produção de Água mensal.....	41
7.4. Erosão e Aporte de Sedimento	44
8. CONCLUSÕES.....	49
9. REFERÊNCIAS	50
APÊNDICE A	54

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Relação espacial entre a área de produção dos serviços ecossistêmicos (P) e as áreas beneficiadas por eles (B)	9
Figura 2: Localização da Bacia do Córrego Taquara.....	14
Figura 3: Classificação dos tipos de solos encontrados na Bacia do Córrego Taquara	15
Figura 4: Classificação climática segundo Köpen–Gieger da Bacia do Córrego Taquara.....	16
Figura 5: Altimetria e sub-bacias do Córrego Taquara.....	17
Figura 6: Uso e Cobertura do Solo do ano base (2014) da Bacia do Córrego Taquara ajustado partir do mapeamento da TNC (2009)	18
Figura 7: Passivos ambientais em áreas de APP na Bacia do Córrego Taquara.....	19
Figura 8: Fluxograma da metodologia utilizada	20
Figura 9: Cenários de uso e cobertura do solo da Bacia onde, (A) uso e cobertura atual sem intervenções e (B) uso e cobertura após práticas conservacionistas e ações de reflorestamento.....	34
Figura 10: Precipitação total média anual da série temporal analisada.....	35
Figura 11: Temperatura média anual do período estudado.....	36
Figura 12: Vazões médias anuais (m ³ /s).....	38
Figura 13: Relação entre o valor de Z calibrado e a vazão observada da bacia (m ³ /s)	39
Figura 14: Precipitação mensal da bacia do Córrego Taquara para o ano base (2014).....	41
Figura 15: Valores de CN para os cenários A e B	42
Figura 16: Comparativo do escoamento superficial (m ³ /mês) na bacia ao longo do ano base (2014).....	43
Figura 17: Comparativo do escoamento superficial (m ³ /mês) na bacia ao longo do ano base (2014).....	44
Figura 18: Resultado da perda de solo (USLE) na bacia nos cenários A e B	46
Figura 19: Potencial de redução de sedimento – Cenário A (máx = 11,9777)	47
Figura 20: Potencial de redução de sedimento – Cenário B (máx = 12,0526).....	47
Figura 21: Espacialização do Escoamento superficial na bacia ao longo do ano Base (2014) no cenário A	56
Figura 22: Espacialização do Escoamento superficial na bacia ao longo do ano Base (2014) no cenário B	58

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Grupos hidrológicos dos solos de acordo com a NRCS (1972)	29
Tabela 2: Valores de CN para os diferente grupos de solo da bacia e uso e manejo da terra (adaptado do NRCS, 1972).	30
Tabela 3: Valores estimados de Radiação solar utilizados no cálculo da Evapotranspiração potencial de referência.	36
Tabela 4: Valores de ET_0 calculados para bacia do Córrego Taquara.....	37
Tabela 5: Códigos numéricos estabelecidos para cada classe de uso do solo e suas respectivas áreas.....	37
Tabela 6: Vazões médias ($Q \text{ m}^3/\text{s}$) registradas pela estação fluviométrica durante o período estudado.....	38
Tabela 7: Resultados da Calibração do Modelo de Vazões anuais	39
Tabela 8: Resultados da Calibração do Modelo de Vazões anuais	40
Tabela 9: Valores médios do volume de escoamento superficial mensal	43
Tabela 10: Resultados do Fator R para o ano base (2014).....	44
Tabela 11: Valores e referência do fator K tabelado para os diferentes tipos de solos. Adaptado de Chaves & Piau (2008).	45
Tabela 12: Valores e referência dos fatores CP tabelados para os diferentes tipos de solos (para os dois cenários).....	45
Tabela 13: Taxas de aporte de Sedimento para a Bacia do Córrego Taquara nos Cenários A e B.	47

LISTA DE SIGLAS

AAE - Avaliação ambiental estratégica

APP – Áreas de Preservação Permanente

BPM – Boas práticas de manejo

CAESB – Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal

CN – Número Curva

FAO – Food and Agriculture Organization of United Nations

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

InVEST - Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change

M.A - Avaliação Ecológica do Milênio

PPA - Programa Produtor de Água

PSA - Pagamento por serviços ambientais

RAS - Relação de aporte de sedimentos

SA - Serviços Ambientais

SE - Serviços Ecológicos

SIG - Sistemas de Informações Geográficas

TEEB - Economia dos Ecossistemas e Biodiversidade

TNC – The Nature Conservancy

USLE -Universal Soil Loss Equation

1. INTRODUÇÃO

O conjunto das interações entre os seres vivos e não vivos, ambientes físicos e biológicos, compõe um ecossistema (M.A, 2005), caracterizado por uma dinâmica não linear, sendo impossível intervir ou prever mudanças baseado em apenas um de seus componentes. O entendimento dessa dinâmica leva à identificação das chamadas funções ecossistêmicas, as quais podem ser definidas como as interações existentes entre os elementos estruturais do ecossistema (DALY e FARLEY, 2004). Essas funções são comumente separadas em quatro grandes grupos: funções de regulação, de informação de habitat e de produção (M.A, 2005).

O reconhecimento e a identificação dessas funções ecossistêmicas são relevantes, já que através delas se dá a geração dos chamados serviços ecossistêmicos (SE), os benefícios diretos e indiretos obtidos pelo ser humano por meio de matérias primas, alimentos e outros bens (DAILY, 1997; COSTANZA *et al.*, 1997; DE GROOT *et al.*, 2002; MA, 2003), essenciais à manutenção das atividades econômicas e qualidade de vida dos seres-humanos. A provisão e disponibilização desses serviços depende da configuração espacial dos ecossistemas, bem como de suas funções.

A vegetação nativa tem grande influência sobre a regulação dos ciclos hídricos, é responsável pela manutenção da qualidade da água, recarga de aquíferos e reposição da água por meio da evapotranspiração, principalmente em épocas de seca. Além disso, a vegetação preservada nas áreas ripárias, próximas aos rios, e em encostas e topos de morro, diminuem os riscos de inundações e eventos erosivos, evitando o carregamento de sedimentos para os cursos d'água.

As recorrentes intervenções humanas, tais como a agricultura e a urbanização, afetam o provimento destes serviços, sendo necessário integrar os impactos das atividades antrópicas com os fenômenos ecológicos e a capacidade dos ecossistemas produzirem serviços. Para isso, sua identificação espacial, possibilitando a visualização, quantificação e valoração é um importante mecanismo para minimizar eventuais impactos negativos sobre a estabilidade dos processos ecológicos, aumentando a oferta destes serviços e oferecendo opções estratégicas, associadas às boas práticas de manejo, para obter o máximo de benefícios (PETTER, 2012). Integrar tais aspectos é uma das principais dificuldades encontradas pelos responsáveis pelo planejamento do território (TEEB, 2014).

A busca da sustentabilidade visa desenvolver projetos que considerem o uso do solo e as condições de urbanização presentes e futuras. Para tal, se faz necessário o reconhecimento das inter-relações entre o meio ambiente, o crescimento econômico, e do papel dos serviços ecossistêmicos para as sociedades humanas (ANDRADE e ROMEIRO, 2009)

O envolvimento de atores sociais (*stakeholders*) na tomada de decisão pode ser influenciado pela capacidade e qualidade da identificação destes serviços e os benefícios econômicos associados a eles (SLOOTWEG *et al.*, 2008). Essa abordagem possibilita uma maior compreensão de riscos e oportunidades decorrentes da implementação de determinadas atividades antrópicas, além dos possíveis beneficiados e afetados no processo.

Com o recente desenvolvimento de modelos de simulação, a quantificação dos impactos resultantes das atividades humanas, bem como os serviços ecossistêmicos oriundos de boas práticas de manejo do solo e da água, tem sido possível quantificar e valorar esses processos, o que pode facilitar a tomada de decisão, por parte de gestores e *stakeholders*.

Levando isso em consideração, este estudo procurou estimar a provisão de serviços ecossistêmicos em uma bacia com dados controlados, facilitando a identificação dos provedores e beneficiários e gerando conhecimento para a replicação do método em outras regiões.

2. QUESTÕES DE PESQUISA

O Brasil vem sofrendo com o desmatamento destinado à expansão urbana e agropecuária nas últimas décadas, com consequentes modificações do meio ambiente e em processos que causam desequilíbrios na paisagem e nos ecossistemas (SANO *et al.*, 2002).

Apesar do reconhecimento da necessidade de implementar práticas visando minimizar impactos, a dificuldade em integrar o conhecimento relacionado ao provimento dos serviços ambientais, acaba os excluindo dos processos gestão. Com isso, surgem riscos à manutenção dos recursos essenciais ao crescimento e a conservação dos ecossistemas.

A espacialização dos serviços ecossistêmicos e seus fluxos são ainda escassos e muitas vezes adotam metodologias complexas, exigindo um nível de conhecimento

técnico muito elevado (TEEB, 2010). Na presente pesquisa busco identificar quais as técnicas disponíveis para especializar estes serviços ecossistêmicos e se é possível desenvolver uma rotina para sua aplicação. Além de compreender quais os impactos da alteração no uso do solo sobre a provisão dos serviços ecossistêmicos estudados, sendo seus resultados essenciais na análise e priorização de áreas frágeis no ecossistema estudado.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo Geral

O objetivo deste estudo é estimar os serviços ecossistêmicos de provisão hídrica e de regulação do solo, a partir da implantação de projetos conservacionistas em propriedades rurais da bacia do Córrego Taquara – DF.

3.2. Objetivos Específicos

- Calibrar o modelo InVEST na bacia do Córrego Taquara;
- Identificar os impactos nos serviços ecossistêmicos de provimento hídrico e regulação do solo considerando a mudança do uso e manejo do solo na bacia;
- Aplicar rotinas do modelo InVEST para mapear os serviços ecossistêmicos na bacia do Córrego Taquara – DF, resultantes de ações do Programa Produtor de Água (PPA), em propriedades rurais da bacia;
- Validar os resultados do modelo com dados hidrossedimentológicos na bacia de estudo;
- Estabelecer um procedimento objetivo para aplicação do modelo InVEST em outras bacias hidrográficas.

4. JUSTIFICATIVA

Os serviços ecossistêmicos são essenciais ao crescimento e ao desenvolvimento sustentável, de forma que, ao integrar aspectos ambientais e econômicos, é possível demonstrar os impactos das atividades humanas sobre o meio ambiente que afetam nossa capacidade de crescimento econômico e desenvolvimento. Dessa forma, é possível minimizar eventuais impactos negativos, aumentando a oferta destes serviços e oferecendo opções e estratégias para obter o máximo de benefícios.

A vegetação nativa têm grande influência sobre a regulação dos ciclos hídricos, sendo responsável pela manutenção da qualidade da água, recarga de aquíferos e reposição da água por meio da evapotranspiração, principalmente em épocas de seca. Além disso, a vegetação preservada nas áreas ripárias, próximas aos rios, e em encostas e topos de morro, diminuem os riscos de inundações e eventos erosivos, evitando o carregamento de sedimentos para os cursos d'água (TAMBOSI *et al.*, 2015)

Desta forma, a conservação da qualidade dos recursos hídricos para consumo da sociedade é fundamental, e quando associado as boas práticas de manejo (BPM) e preservação, permite que o máximo de serviços de provisão sejam alcançados, e que o processo de ocupação do solo seja controlado.

5. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

5.1. Funções Ecosistêmicas

As conexões entre os diferentes processos dos ecossistemas, incluindo a transferência de energia, ciclagem de nutrientes, regulação de gases, regulação de ciclos biogeoquímicos (DALY e FARLEY, 2004), geram o que pode ser definido como funções ecosistêmicas. Wallace (2007) descreve essas funções como uma “rede de complexas interações entre elementos bióticos e abióticos que levam a um resultado definitivo”.

Já para De Groot *et al.*, (2002), cada função do ecossistema é o resultado dos processos naturais existentes no ecossistema enquanto que o conceito apresentado pela iniciativa TEEB – Economia dos Ecossistemas e Biodiversidade (TEEB, 2010) as funções ecosistêmicas referem-se às interações entre a estrutura do ecossistema e seus processos, possibilitando a geração de serviços e bens.

Os conceitos presentes na literatura levam a um mesmo entendimento em relação a geração natural dessas funções os quais são fluxos de energia e informação. Quando combinados, produzem processos e criam estabilidade nos sistemas nos quais estão inseridos. Considerando a grande variedade dessas interações, as funções podem ser agrupadas em quatro categorias, de acordo com a Avaliação Ecosistêmica do Milênio (M.A, 2005), sendo elas:

- a) Funções de Regulação – estão ligadas às funções ecológicas essenciais à manutenção da vida. Em geral, possuem grande importância na prevenção de desastres naturais, como deslizamentos de terra e enchentes, pois estão

relacionados aos processos biogeoquímicos, de reprodução vegetal e de assimilação e reciclagem de resíduos.

- b) Funções de Hábitat – relacionados à conservação da biodiversidade e recursos genéticos disponíveis em um determinado ecossistema, preservando os processos ligados à evolução das espécies. São as funções de abrigo e de manutenção das áreas e condições ideais de reprodução para as diferentes espécies da fauna e da flora.
- c) Funções de Informação – estão relacionadas à manutenção da saúde e do bem-estar daqueles que usufruem e uma determinada paisagem do ecossistema. Estão muito ligadas aos valores humanos.
- d) Funções de Produção – capacidade dos ecossistemas em fornecerem insumos para o consumo dos seres em geral, a partir de processos biogeoquímicos de produção de biomassa (fotossíntese) e matéria-prima.

5.2. Serviços Ecossistêmicos

De acordo com a abordagem da Economia dos Ecossistemas e Biodiversidade (TEEB, 2010), quando as funções ecossistêmicas passam a ser combinadas com algum capital e geram um tipo de benefício usufruído, direta ou indiretamente pelo ser humano, impactando em seu bem-estar e qualidade de vida, este passa a ser considerado como um Serviço Ecossistêmico.

As primeiras noções sobre esse conceito surgiram em 1829, quando Jean Baptiste Say reconheceu que as forças geradas pelo sol e pelo vento, por exemplo, deveriam ser quantificadas e valorizadas. A partir da década de 1960, o termo “serviços da natureza” e pesquisas relacionadas começaram a atrair a atenção e passaram a ser estudadas por diferentes profissionais, desde a ecologia até a economia.

Já na década de 1970, o botânico Walter Westmann destacou que esses benefícios poderiam ser identificados e quantificados, visando a preservação da natureza. Apenas na década de 1980, o termo ‘Serviços Ecossistêmicos’ passou a ser utilizado para representar esses benefícios providos pelo meio ambiente e suas contribuições à sociedade. Atualmente, é comum utilizar o termo Serviços Ecossistêmicos (*Ecosystem Services*) como sinônimo de Serviços Ambientais (*Environmental Services*).

No Brasil, o projeto de Lei Federal nº 312/2015, que tramita na Câmara dos Deputados, que estabelece e regulamenta a Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA), diferencia os dois termos, onde ‘Serviços Ecossistêmicos’ se refere

aos benefícios relevantes para a sociedade, enquanto os ‘Serviços Ambientais’ são os serviços ou ações que podem favorecer a manutenção ou melhoramento desses benefícios.

Da mesma forma que as funções, os serviços ecossistêmicos podem ser categorizados. Neste trabalho é adotada a divisão proposta por De Groot *et al.*, (2002) e a Avaliação Ecossistêmica do Milênio (M.A. 2005), possibilitando comparações em diferentes ambientes, sendo elas:

- a) Serviços de Regulação – benefícios obtidos a partir dos processos ecológicos que regulam várias condições ambientais, como a purificação e regulação dos ciclos hidrológicos, o tratamento de resíduos, o controle de pragas, dentre outros.
- b) Serviços de Provisão – os produtos obtidos a partir dos ecossistemas e utilizados pelos seres humanos, tanto na forma de alimentos (frutos, cereais) como matérias-primas (madeira, fibras), além da água.
- c) Serviços de Suporte – serviços necessários à produção dos demais serviços como, por exemplo, a produção de oxigênio e a ciclagem de nutrientes.
- d) Serviços Culturais – ligados à diversidade de tradições e valores culturais nos diferentes ecossistemas em que estão inseridos, influenciando no pensamento crítico.

5.2.1. Serviços de provisão hidrológica

A água cria condições para a sobrevivência e conservação dos organismos, seu crescimento e no desenvolvimento de diferentes habitats na Terra. Pode ser caracterizada como um serviço de provisão, cuja gestão consciente está relacionada à manutenção do bem-estar e da qualidade de vida da população que a usufrui.

Os processos hidrológicos são diretamente influenciados pelo *status* de conservação do solo e da vegetação, e os serviços prestados pelo ecossistema estão relacionados ao controle de inundações, redução da erosão e, conseqüentemente, na mitigação da sedimentação de cursos d’água, qualidade da água disponível, estabilização de encostas, recarga de aquíferos e a provisão da água para abastecimento humano e animal.

De acordo com as previsões do relatório do *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC, 2014), a provisão de água para diferentes regiões na América do Sul, apresenta alto risco de diminuição em mais da metade do percentual atual até o ano de 2100, com pouquíssimas possibilidades de ações mitigadoras. Essa diminuição é

motivada, principalmente, pelas alterações nas condições climáticas relacionadas ao regime de chuvas e secas e ao desperdício da água.

Nesse contexto, os ecossistemas possuem grande importância na manutenção e restauração das funções hidrológicas, captando, armazenando e disponibilizando água. O entendimento do ciclo da água e suas interações com o meio ambiente permite mapear e modelar as condições do ecossistema (DALY e FARLEY, 2004).

5.2.2. Serviços de regulação do solo e controle de erosão

A produtividade agrícola é diretamente influenciada pela qualidade dos serviços ambientais, principalmente aqueles relacionados à regulação do solo e controle contra os processos erosivos. A inclusão de práticas de conservação e proteção favorecem os processos de infiltração, reduzindo o escoamento superficial (diminui riscos de inundações) e garantindo a recarga de aquíferos (DELGADO, 2000)

O processo erosivo é caracterizado pelo desgaste da superfície terrestre decorrente de ações antrópicas e também naturais como água, vento, gelo e organismos vivos. Entre os agentes naturais, a erosão causada pela água e pelos ventos são as mais significativas.

O processo de erosão hídrica do solo envolve a desagregação de partículas do solo, o transporte destas partículas e sua eventual deposição (MEYER, *et al.*, 1975). Este processo ocorre em duas fases: a primeira é a desagregação do solo superficial pelo impacto das gotas de chuva ou pela enxurrada, e a segunda, é o transporte das partículas do solo desagregadas do seu ponto de origem para um local de declive, onde ocorre a deposição, causada pelo excesso de carga de sedimentos transportada (DEDECEK *et al.*, 1986), que em um estado avançado forma a chamada voçoroca.

As condições da superfície do solo são de grande importância para o entendimento e minimização deste tipo de erosão, considerando que sua principal causa são os desflorestamentos, aumentando a compactação do solo e diminuindo a taxa de infiltração. A falta de cobertura vegetal impede a interceptação das gotas de chuva e dissipar a energia que elas geram.

Este é um problema que atinge todas as áreas no globo terrestre e torna-se mais preocupante devido ao emprego de técnicas inadequadas de uso e manejo do solo, gerando a perda de capacidade produtiva e grandes impactos ambientais. Vários estudos e pesquisas são desenvolvidos constantemente para prevenir os efeitos da erosão, principalmente em regiões de grande importância econômica e natural.

5.2.2.1. USLE - *Universal Soil Loss Equation*

Os primeiros modelos para estimar a perda de solo, bem como o efeito de boas práticas de manejo do solo e da água, foram estabelecidos de forma empírica, como a equação de MUSGRAVE, desenvolvida na década de 1940, que relaciona a perda de solo com o comprimento e a declividade, posteriormente sendo incluídos outros fatores como a erosividade da chuva.

Posteriormente, através da análise estatística de dezenas de milhares anos nos EUA, a USLE (*Universal Soil Loss Equation*) foi desenvolvida e hoje é mundialmente utilizada para computar a erosão laminar e em sulcos, para condições específicas.

A USLE apresenta resultados com relativa acurácia e baixo custo (CHAVES, 1996), permitindo quantificar as perdas anuais médias de solo por erosão laminar em condições específicas de uso do solo, práticas conservacionistas, declividade, precipitação e características dos solos (BERTONI e LOMBARDI, 2008). A USLE é composta de seis fatores e é dada pela equação:

$$A = R * K * L * S * C * P$$

Onde,

A = perda anual de solo

R = fator de Erosividade da chuva

K = fator de Erodibilidade do solo

L = fator de comprimento de rampa

S = fator de declividade de vertente

C = fator de uso e manejo do solo

P = fator de práticas conservacionistas

A USLE proporciona uma estimativa média de vários anos, sendo inadequada para estimar a erosão em um evento individual ou em uma estação determinada, além de outras limitações (CHAVES, 1996), como erosões em sulcos e voçorocas. A partir da USLE outros modelos foram desenvolvidos como a MUSLE (*Modified Universal Soil Loss Equation*), para predição de aporte de sedimento.

Nos últimos anos, buscou-se descrever fisicamente o fenômeno da erosão, sendo possível criar modelos baseados em processos, que separam os tipos de erosão, por possuírem diferentes características e contribuírem de formas diferentes no processo erosivo de maneira geral de acordo com sua distribuição espacial e temporal. Entre eles, destacam-se o modelo CREAMS (*Chemical Runoff and Erosion from Agriculture Management Systems*) e o WEPP (*Water Erosion Prediction Project*) que representa a última geração de modelos baseados em processos.

5.2.3. Modelagem dos serviços ecossistêmicos

As transformações ocorridas nos ecossistemas estão relacionadas principalmente a fatores socioeconômicos (PARTIDARIO e GOMES, 2013), os quais têm trazido grandes prejuízos ao meio ambiente, exercendo grande pressão negativa na geração dessas funções ecossistêmicas e no provimento dos serviços, causando danos ambientais, desde a fragmentação de habitats, perda de biodiversidade, até alterações nos ciclos naturais de formação dos solos, poluição, modificações de climáticas, dentre outros.

Os diferentes padrões de espacialização dos recursos naturais influenciam na distribuição, qualidade e uso de uma variedade de serviços ecossistêmicos, sendo sua determinação, uma importante ferramenta de análise de gestão (TEEB, 2010).

O conhecimento sobre onde são produzidos estes serviços e seus impactos auxilia na alocação e priorização de intervenções estratégicas que visam a maximização do provimento destes serviços. Logo, planejamentos territoriais baseados nas características espaciais (escalas espaciais, temporais) dos serviços ecossistêmicos passam a ser relevantes (FISHER *et al.*, 2009).

A provisão e distribuição dos serviços ambientais pode ocorrer de diferentes formas (Figura 1), onde o serviço produzido pode beneficiar o mesmo local, localidades adjacentes da paisagem em geral, ou localidades específicas.

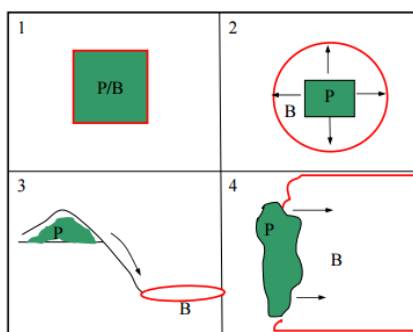


Figura 1: Relação espacial entre a área de produção dos serviços ecossistêmicos (P) e as áreas beneficiadas por eles (B) Onde: 1) provisão e benefício ocorrem no mesmo local 2) a distribuição do benefício é multidirecional, em toda a paisagem 3) benefício direcional específico 4) a provisão e o benefício favorecem grupos de *stakeholders* específicos. **Fonte:** Fisher et al., 2009.

O mapeamento dos serviços ambientais utiliza abordagens ecológicas e de distribuição da biodiversidade, visando compreender o contexto local, levando em conta a variação da produção dos serviços em determinado ecossistema.

Compreender essas relações ainda é um desafio, sendo necessário definir um conjunto de indicadores e critérios para descrever os processos e definir os serviços das diferentes manchas de recursos disponíveis (DE GROOT *et al.*, 2002).

O projeto TEEB apresenta uma série de métricas e indicadores biofísicos que fornecem informações sobre os componentes do ecossistema que proveem o serviço e a sua quantidade. Esta abordagem, baseada em serviços ecossistêmicos, é uma importante base para alcançar o planejamento espacial do território em diferentes ecossistemas (BARRAL e MACEIRA, 2012).

A Avaliação Ambiental Estratégica – AAE (SEA - *Strategic Environmental Assessment*) é uma abordagem flexível, apropriada para estudos que consideram os impactos, riscos e oportunidades de determinadas ações e projetos na natureza (GENELETTI, 2012), principalmente no que diz respeito às locações espaciais desses projetos. É válido destacar que, por conta de diferentes razões técnicas e de escalas de estudos, não existem metodologias padronizadas para a aplicação do SEA, porém alguns passos em comum podem ser identificados:

- a) Definição do escopo e objetivos gerais
- b) Identificar ações eficientes para atender a estes objetivos
- c) Desenho e refinamento do planejamento
- d) Implementação do planejamento

Baseado nestas etapas, várias opções de ações estratégicas podem ser delineadas, visando a inclusão dos serviços ecossistêmicos em nível estratégico (GENELETTI, 2012), servindo de guia para a definição de diferentes cenários de planejamento e para o entendimento do comportamento futuro da provisão dos serviços ambientais, sob a ação de determinadas políticas de gestão territorial.

Para escolher entre diferentes planos de ação (de adaptação, mitigação), considerando a escassez de recursos, é necessário analisar as diferentes contribuições (quantificar) que cada serviço ecossistêmico oferece.

Atualmente existem diversas metodologias, estudos e *softwares* desenvolvidos com o intuito de quantificar e valorar estes serviços (COSTANZA *et al.*, 1997; DE GROOT *et al.*, 2009; TEEB, 2010), facilitando sua incorporação no processo de gestão territorial.

Os diferentes modelos de quantificação e valoração são úteis para avaliar o estado presente e futuro dos serviços ecossistêmicos, de acordo com a disponibilidade de dados e a limitação matemática imposta a cada um deles. Como exemplo, podem ser citados os pacotes de modelagem InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*), Aries (*Artificial Intelligence for Ecosystem Services*), Tessa (*Toolkit for*

Ecosystem Service Site-based Assessment) e MIMES (*Multi-scale Integrated Models of Ecosystem Services*).

5.2.3.1. Processos de modelagem e Geoprocessamento

Para facilitar e compreender o funcionamento dos diferentes fenômenos do meio físico, vários modelos tem sido desenvolvidos. Os modelos podem ser usados para representar a realidade simplificando o uso, buscando encontrar padrões e respostas para diferentes situações ou cenários (TUCCI, 2005).

Um modelo é uma representação simplificada da realidade, e no caso dos modelos hidrológicos, estes podem ser utilizados para prever condições futuras e simular situações provenientes de diferentes impactos e alterações do uso do solo.

Comumente os modelos são classificados de acordo com o tipo de variáveis que são utilizadas, podendo ser estocásticos (variáveis possuem comportamento aleatório com distribuição de probabilidade) ou determinísticos (reproduzem respostas idênticas para o mesmo conjunto de dados). Além disso, dependendo das relações entre essas variáveis os modelos podem ser considerados empíricos, em que sua formulação não possui nenhuma representação explícita de processos físicos, ou conceituais, que procuram descrever todos os processos envolvidos no fenômeno estudado (SILVA, 2007).

Quanto à existência ou não de relações espaciais, eles podem ser classificados em globais ou distribuídos, sendo que o primeiro representa a área de forma homogênea e o segundo, considera a distribuição das características e dos parâmetros físicos em unidades diferentes.

Por fim, os modelos também podem ser classificados quanto à dependência temporal, sendo estáticos ou dinâmicos (utilizam o resultado de uma iteração para efetuar a próxima iteração) (SILVA, 2007).

A simulação de processos utilizando modelos é composta por três fases: estimativa ou ajuste (determinação dos parâmetros e calibração do modelo), validação ou verificação (simulação com os parâmetros escolhidos e verificação de sua validade) e a previsão (simulação com parâmetros ajustados para um determinado cenário).

A utilização de diferentes ferramentas e técnicas capazes de gerar informação útil ao levantamento de dados do meio físico, bem como a sua integração e análise, tem facilitado a predição e o gerenciamento de resultados em diferentes estudos.

O geoprocessamento, por sua vez, é o conjunto de diferentes técnicas aplicadas para, entre outros usos, monitorar a expansão urbana e a ocupação de áreas,

principalmente em unidades de planejamento de bacias hidrográficas, gerando subsídios relevantes às propostas de políticas públicas de planejamento territorial (BURROUGH 1998).

O uso e a ocupação do solo, bem como a degradação dos ambientes naturais, vem sendo estudados em diferentes níveis de abordagem, utilizando técnicas de sensoriamento remoto para a aquisição, mapeamento e interpretação das informações em diferentes locais da superfície terrestre.

Os dados gerados a partir do sensoriamento remoto, são muitas vezes analisados, editados e processados em ambientes SIG (Sistemas de Informações Geográficas). Um SIG é um sistema com capacidade de aquisição, armazenamento, tratamento, integração, processamento, análise e exibição de informações digitais, georreferenciadas, associados ou não a um banco de dados numérico (ROCHA, 2000).

A partir da união das diferentes técnicas de geoprocessamento é possível identificar padrões e alterações de determinada feição ao longo do tempo, áreas de abrangência de diferentes fenômenos, densidades e comportamentos em diferentes escalas, entre outros aspectos relevantes à gestão territorial.

Além disso, permite o uso de modelos específicos para predições e análises mais complexas a partir de uma base de dados georreferenciada, com uma economia de tempo e de forma eficiente e precisa.

5.2.3.2. InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*)

O InVEST é um modulo gratuito contendo distintos modelos desenvolvidos para auxiliar no mapeamento, quantificação e valoração dos serviços ecossistêmicos (*Natural Capital Project*, 2013).

O InVEST é uma ferramenta facilitadora para que, aliado a especialistas e outras técnicas científicas, contribuem para tomada de decisão no que diz respeito ao uso do território e ao manejo dos recursos naturais.

O *software* possui 18 módulos para avaliar distintos serviços ambientais de ecossistemas terrestres, marinhos e costeiros, além de outras ferramentas facilitadoras para produzir os dados e cenários.

Todos os módulos possuem bases teóricas sólidas que agregam os conhecimentos de ecólogos, hidrólogos, biólogos e outros especialistas.

O InVEST, em sua versão mais atual é independente, porém pode funcionar dentro do *Arctoolbox* no ArcGIS. Ele utiliza informações especializadas e não espacializadas

para produzir resultados no formato de mapas, facilitando o processo de comunicação de resultados. A resolução espacial e a escala de trabalho ficam a critério do analista, de forma que o resultado será afetado pela qualidade dos dados utilizados.

O principal objetivo do pacote é a combinação de diversas informações básicas de parâmetros biofísicos e econômicos, para estimar como a distribuição espacial dos elementos pode alterar no comportamento da provisão de determinado serviço.

5.3. Programas de Pagamento por Serviços Ecossistêmicos

Os programas de Pagamento por Serviços Ambientais ou Ecossistêmicos (PSA) visam estimular e compensar as melhorias e ações de conservação realizadas em propriedades particulares, que contribuam e colaborem com a manutenção e aumento na oferta dos serviços ambientais. O PSA vem sendo defendido como a principal maneira de evitar a pressão da agricultura sobre as áreas naturais (FAO, 2008)

Os primeiros programas surgiram na Costa Rica, na década de 90 e foram se expandindo principalmente nos Estados Unidos e Japão. Grande parte desses programas concentram em serviços hidrológicos, principalmente pela relativa facilidade da identificação dos produtores e beneficiários desses serviços. Entretanto, a grande dificuldade da maioria dos programas já implementados é a aplicação de método de valoração destes serviços (WWF, 2003).

No Brasil, o Programa Produtor de Água criado pela ANA – Agência Nacional de Águas, desenvolveu uma metodologia de quantificação desses benefícios ambientais e investe em tecnologias e insumos ao produtor rural, que aderem voluntariamente ao programa. O programa tem como premissa de que a melhoria ambiental fora da propriedade participante é proporcional ao abatimento da erosão e sedimentação, em função das modificações no uso e manejo do solo (CHAVES, *et al.*, 2004a)

Os produtores selecionados recebem auxílio técnico para realização de ações de conservação como construção de terraços, medidas estruturais de conservação de solo, readequação de estradas e reflorestamento. Por contribuir com a qualidade ambiental, o produtor passa a receber um auxílio financeiro, um Pagamento por Serviço Ambiental (PSA) que foi prestado. Essa quantia vai variar de acordo com a porcentagem de adequação ambiental por hectare de propriedade, baseado no cálculo percentual de abatimento de erosão e custo de oportunidade das medidas adotadas (CHAVES *et al.*, 2004a).

6. METODOLOGIA

6.1. Caracterização da área de estudo

A bacia hidrográfica do Córrego Taquara é uma sub-bacia da Bacia do Ribeirão Pipiripau, esta última contida na Bacia do Rio São Bartolomeu, localizada entre as coordenadas 47°30'50,23"W 15°36'34,44"S e 47°31'23,47"W 15°40'47,53"S, com uma área de 3566 ha (Figura 2)''.

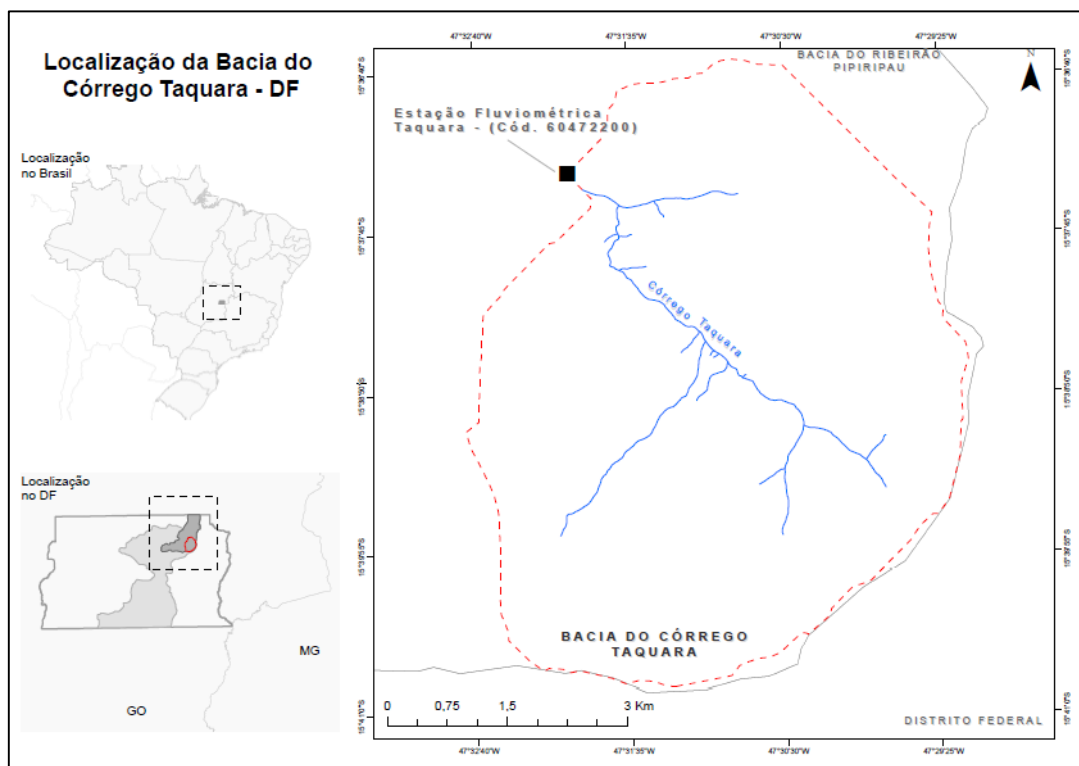


Figura 2: Localização da Bacia do Córrego Taquara

Com base nas informações do levantamento dos solos do DF realizado pela Embrapa (1978) na escala 1:100.000, na Bacia do Córrego Taquara são encontrados na bacia os seguintes solos (Figura 3): Latossolo vermelho (80,08%), Latossolo vermelho-amarelo (14,32%), Neossolo quartzarênico (1,45%), Gleissolo (4,13%) e Cambissolo (0,13%).

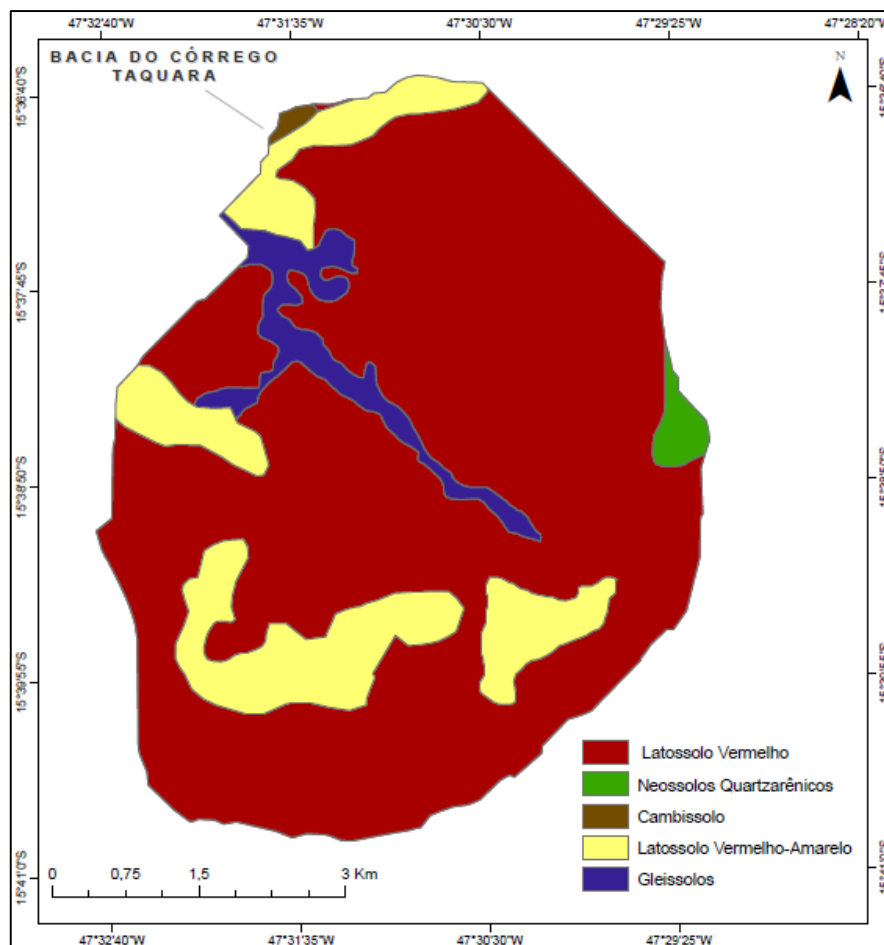


Figura 3: Classificação dos tipos de solos encontrados na Bacia do Córrego Taquara

Segundo a classificação de Köpen–Gieger (KOTTEK, 2006) o clima da bacia é predominantemente *Aw* (tropical com estação seca), com algumas áreas *Cwa* (temperado úmido com estação seca), onde a concentração da precipitação se dá no período do verão e uma parcela de áreas classificadas como *Cwb* (verão temperado e chuvoso) (Figura 4).

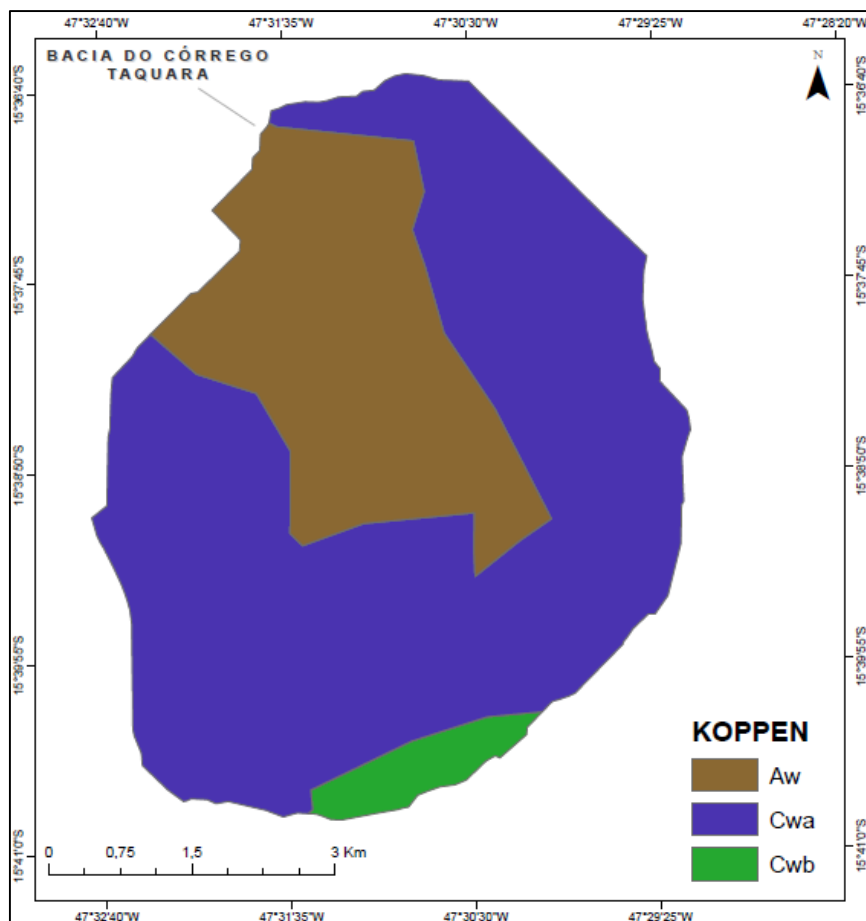


Figura 4: Classificação climática segundo Köpen–Gieger da Bacia do Córrego Taquara

A bacia está em uma das porções mais elevadas do Planalto Central, com cotas entre 1020 m e 1185 m (Figura 5). Tem como seu exutório o ponto de captação fluviométrica Posto Taquara (Código 60472220-ANA).

Anualmente, a precipitação média no Distrito Federal varia entre 1200 mm a 1700 mm. A temperatura média dos meses mais quentes pode ultrapassar 29 °C, enquanto que no mês mais frio, as temperaturas médias chegam a 13 °C (Código: 60472220 - ANA e INMET). A umidade relativa do ar apresenta média de 70 % e podem chegar até 20% nos períodos mais secos (RAMOS, 2002).

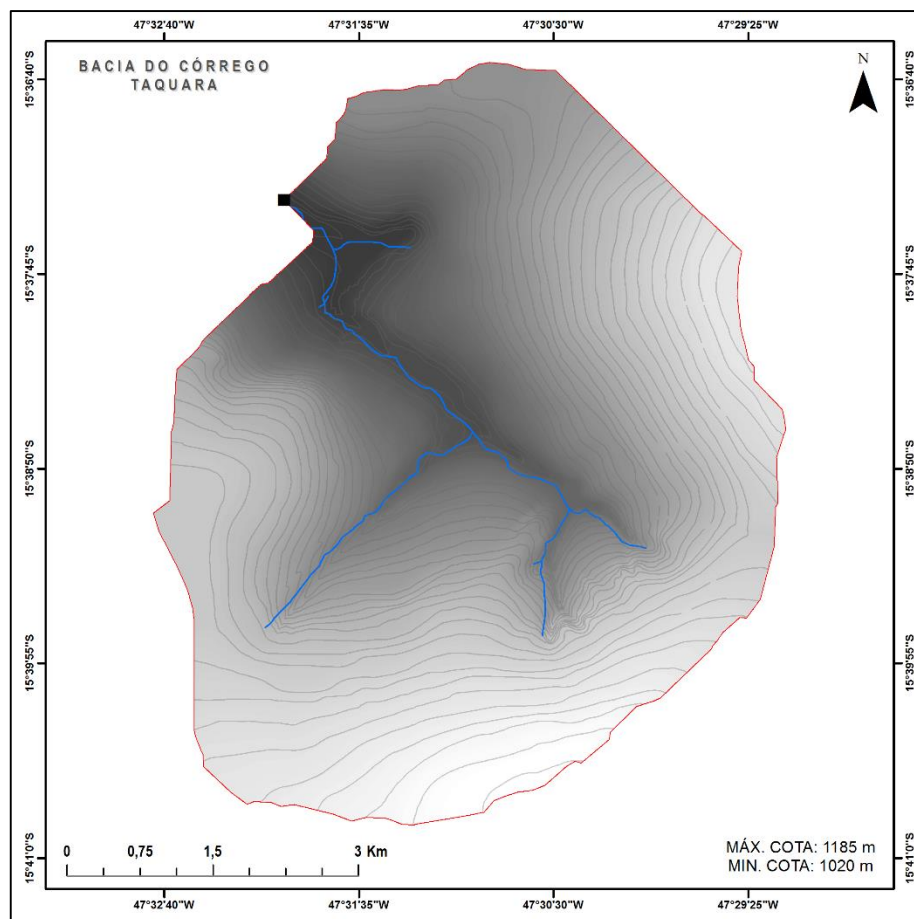


Figura 5: Altimetria e sub-bacias do Córrego Taquara

A bacia do Córrego Taquara possui diferentes fitofisionomias típicas de Cerrado, entre elas, campos (sujo e limpo), cerrado *strictu sensu* e matas de galeria, variando com as condições de solo, clima, ações antrópicas e disponibilidade hídrica (Figura 6).

A ocupação territorial desordenada, com a rápida transformação de áreas naturais em áreas rurais e de áreas rurais em loteamentos com características urbanas (Núcleo Rural Taquara), promoveu intensa perda da cobertura vegetal nativa, além da impermeabilização do solo. Cerca de 12,75 % da área da bacia do Córrego Taquara é ocupada por formações destinadas a pastagem e 58,84% da bacia é destinada a atividades agrícolas, sendo que apenas 10,28% da bacia ocupada por vegetação natural.

É importante ressaltar que o Córrego Taquara é um dos afluentes do Ribeirão Pipiripau e os conflitos pela demanda de água na região vem se intensificando em virtude da captação de águas superficiais de forma descontrolada, comprometendo a captação do posto da CAESB.

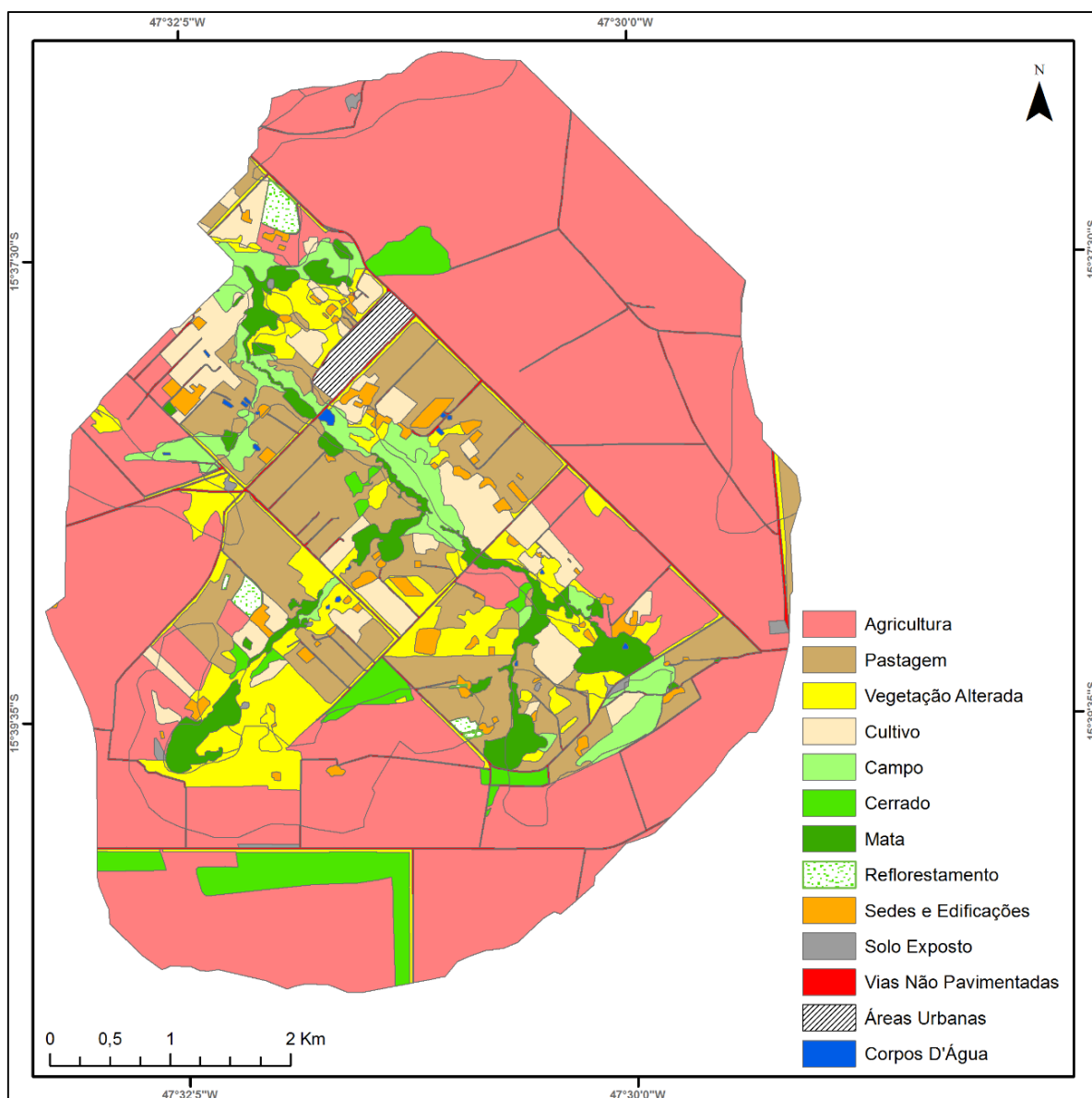


Figura 6: Uso e Cobertura do Solo do ano base (2014) da Bacia do Córrego Taquara ajustado partir do mapeamento da TNC (2009)

Ainda considerando o uso e ocupação do solo na bacia, foram identificados passivos ambientais em áreas de APP (Áreas de Proteção Ambiental) para atender o Código Florestal (Lei Federal nº 12.651/2012). Aproximadamente 17 % da área de APP necessária (48,4550 ha) apresenta déficit de vegetação nativa. Para entrar em conformidade com a legislação, algumas das propriedades do Núcleo Rural do Taquara, necessitariam recompor os passivos ambientais identificados (Figura 7).

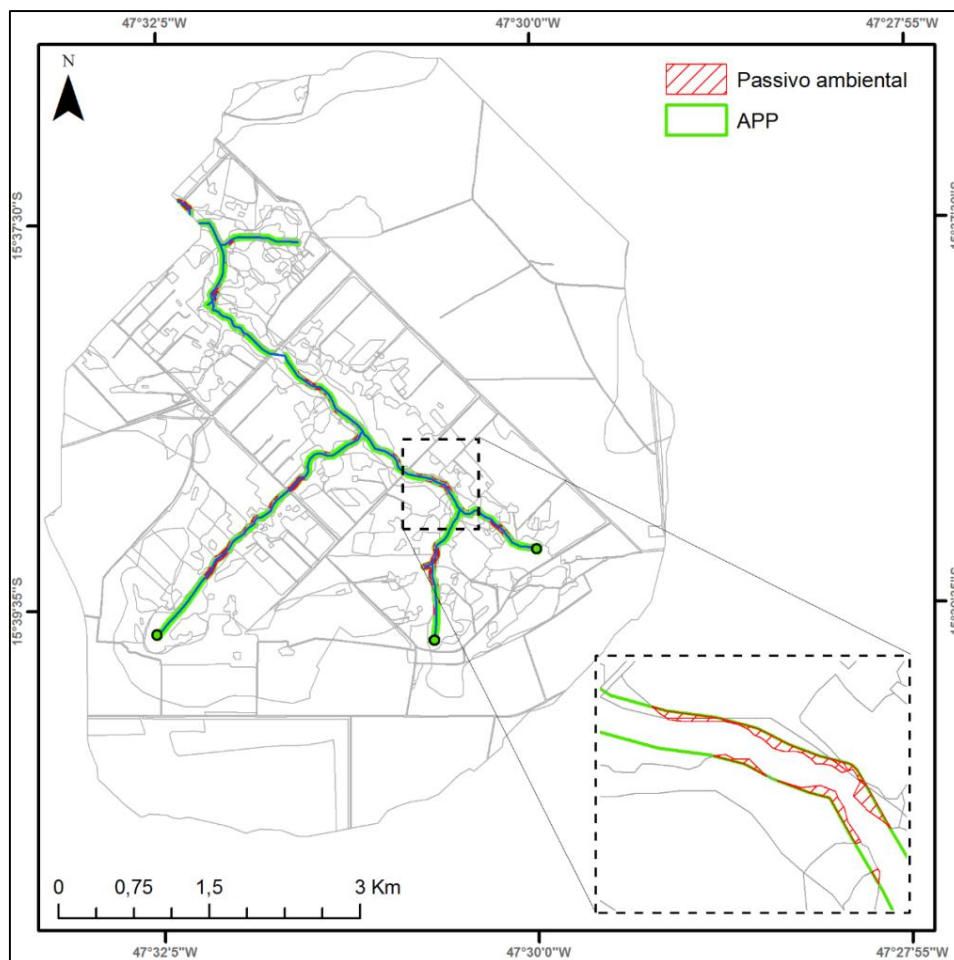


Figura 7: Passivos ambientais em áreas de APP na Bacia do Córrego Taquara

6.2. Procedimento

Para estimar (Figura 8) os serviços de provisão de água, sua qualidade e a sedimentação (erosão na bacia e aporte de sedimento), foram utilizados os modelos disponíveis no pacote InVEST – *Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs* (versão 3.0).

Os modelos do InVEST utilizaram como variável principal o mapa de classes de uso e ocupação do solo, gerado em formato matricial (*raster*), e as tabelas biofísicas de dados que relacionam a quantidade de água, pluviosidade, evapotranspiração, fatores de manejo do solo, dentre outros. Todos os dados geográficos foram produzidos e editados utilizando o *software* ArcGIS v. 10.2.

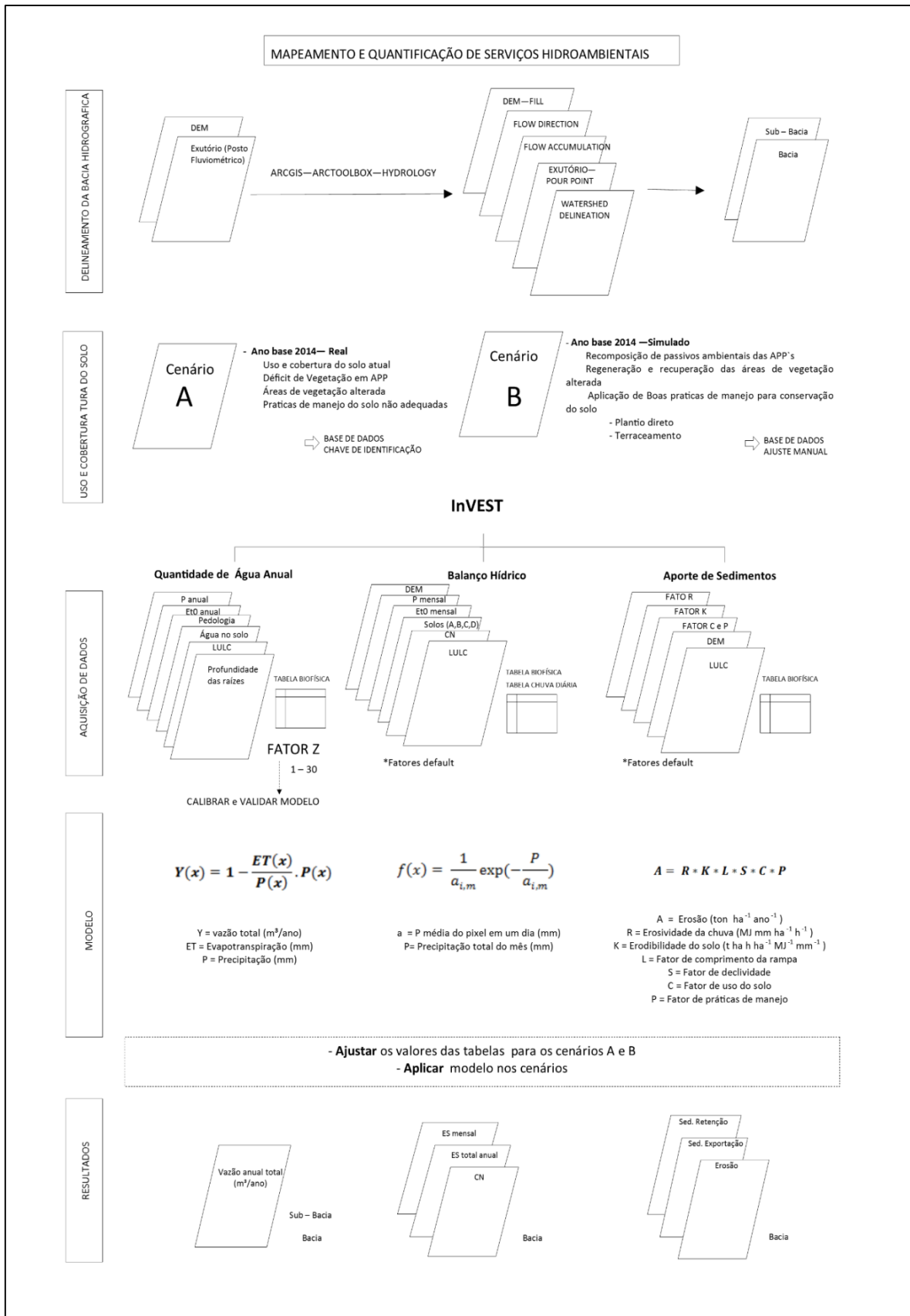


Figura 8: Fluxograma da metodologia utilizada

6.2.1 Delineamento automático da Bacia Hidrográfica Estudada

Aquisição de dados:

MDE – Modelo digital de elevação.

Um DEM (*Digital Elevation Model*) é uma representação digital da superfície com coordenadas (x,y) e um valor z relacionado à elevação sendo uma variação contínua do relevo no espaço (CHAVES, 2002). Os dados utilizados foram obtidos do projeto TOPODATA, desenvolvido pelo INPE, com resolução espacial de 30 m e *datum* de referência WGS84. São dados livres de ruídos, gerados a partir das informações do SRTM (*Shuttle Radar Topographic Mission*), disponíveis para todo o território brasileiro.

Procedimento:

O limite da bacia hidrográfica deste estudo foi definida a partir de técnicas de geoprocessamento. Para isso, utilizou – se um DEM (*Digital Elevation Model*), e a ferramenta *Hydrology* do ArcGIS 10.2.

1. *Fill*

É importante utilizar um DEM sem depressões ou buracos que impedem o fluxo normal de água. Para corrigir eventuais problemas foi utilizada a ferramenta “*Fill*” (*Arctoolbox > Spatial Analyst tools*), que reconhece os pixel com cotas menores e seus vizinhos, permitindo que sejam uniformizados. O resultado é uma imagem semelhante à original, porém sem falhas numéricas.

2. *Flow direction*

Para definir a direção em que corre o fluxo dos rios foi utilizada a ferramenta “*Flow direction*” (*Arctoolbox > Spatial Analyst tools*). A partir de uma matriz, a ferramenta determina para cada célula a direção mais íngreme. Como resultado foi gerado um grid contendo os valores 1,2,4,6,8,16,32,64,128 em que cada um representa uma direção.

3. *Flow Accumulation*

A definição do acúmulo do fluxo existente na bacia foi feita utilizando a ferramenta “*Flow accumulation*” (*Arctoolbox > Spatial Analyst tools*) que expressa o escoamento superficial e sua relação com o relevo, indicando a contribuição de cada pixel na formação das drenagens.

4. Watershed

Após a obtenção de todos os dados parciais, utilizou – se a localização do posto fluviométrico como exutório da bacia, através da ferramenta “*snap pour point*” (Arctoolbox > *Spatial Analyst tools*). Finalmente, com a ferramenta “*Watershed*” foi possível determinar a área de contribuição à jusante dos pixels considerando – se os divisores de águas.

6.2.2. Determinação dos Cenários de Planejamento

Para avaliar o efeito da mudança de uso e manejo do solo sobre o escoamento superficial e o aporte de sedimentos foram selecionados os seguintes cenários:

- A) Uso do solo, tendo como base o ano de 2014, antes das intervenções do Programa Produtor de Água.
- B) Uso e manejo do solo após a recuperação e recomposição dos passivos ambientais nas áreas de APP ripárias da bacia e regeneração do cerrado para as áreas classificadas como “vegetação alterada”, implementação terraceamento em nível nas áreas agrícolas e pastagens de propriedades participantes do PPA

Utilizando –se a ferramenta “*buffer*” no Arctoolbox foi possível estimar as áreas necessárias de APP, sendo a extensão de 30 m ao longo da rede de drenagem e um raio de 50 m para as nascentes.

Para a criação do cenário ‘B’, cruzou-se o *buffer* ao longo da rede de drenagens da bacia com a camada de uso e ocupação do solo. Utilizando-se a função “*erase*” do ArcGIS, foi possível extrair as áreas de APP que não se enquadravam nas classes de uso do solo compatíveis com os requisitos de uma área de preservação.

Assim, os valores das classes de solo das áreas em déficit de vegetação nativa foram substituídos pelos códigos das classes de vegetação nativa (mata), para simular a recomposição florestal, bem como as áreas de vegetação alterada, que foram substituídas pela valor da classe de cerrado. Um novo arquivo *raster* de uso e cobertura do solo foi gerado e os mesmos parâmetros foram utilizados para estimar a produção de água.

6.2.3. Modelo de Produção de Água Anual

O modelo de produção de água do InVEST é baseado na curva de *Budyko*, uma equação empírica (Equação 1) desenvolvida em 1979 que relaciona a taxa de evapotranspiração à precipitação, para estimar a vazão em m³.

$$Y(x) = 1 - \frac{ET(x)}{P(x)} \cdot P(x)$$

Onde,

$Y(x)$ = produção de água por pixel (m³/ano)

$ET(x)$ = Evapotranspiração por pixel (mm)

$P(x)$ = precipitação por pixel (mm)

O ciclo hidrológico representando pelo modelo é simplificado e considera o escoamento da água presente no sistema, não diferenciando os escoamentos superficiais, subsuperficiais de base, além de não possuir nenhum fator de retenção que considere a infiltração ou água subterrânea. Apesar deste limitante, é possível representar a heterogeneidade da área de interesse através de fatores como o a presença de cobertura vegetal e o tipo de solo.

No processamento, modelo determina a quantidade de água que percorre cada *pixel*, considerando a quantidade de água que entrou no sistema através da chuva e a quantidade que saiu por meio da evapotranspiração. O resultado final é a quantidade de água em m³/ano que chegam ao exutório da bacia ou sub-bacia, possibilitando a identificação das principais de produção de água na área de interesse.

Aquisição de dados

1. Precipitação total média anual (P_a)

Para a obtenção da precipitação média anual da bacia, foram utilizados os dados paginado site *HidroWeb-ANA* para a Estação Pluviométrica Taquara (Código 60472220-ANA), situada no seu exutório.

Os dados da série histórica diária e mensal durante o período de 2003 a 2015 (excetuando-se o ano de 2011 por apresentar falhas) foram organizados e, a partir deles, foram produzidos pluviogramas anuais para a bacia, sendo o valor médio anual utilizado

como camada de entrada para o modelo. Os valores foram adicionados aos arquivos vetoriais e em seguida foram gerados *rasters* no formato GRID com pixel de 10m para cada valor de precipitação anual.

2. Evapotranspiração potencial de referência (ET_0) média anual e coeficiente de cultura (k_c)

A evapotranspiração de referência é a quantidade de água (mm), vaporizada através da energia solar, utilizado para o planejamento urbano e agrícola, irrigação e estudos de zoneamento agro – climáticos (HARGREAVES e SAMANI, 1985).

O método considerado padrão para se estimar a ET_0 é o de *Penman-Monteith* parametrizado pela FAO (ALLEN *et al.*, 1998), por possuir uma base teórica bem fundamentada, se ajustando bem para todos os períodos de tempo.

Entretanto, devido a grande quantidade de dados por ele requeridos, indisponíveis para a bacia, foi utilizada a equação de *Hargreaves-Samani* (1985) para o cálculo da ET_0 , que leva em consideração apenas a temperatura e a radiação solar, as variáveis mais significantes da processo de evapotranspiração, representando cerca de 80% do valor final (JENSEN, 1985):

$$Et_0 = 31.0,023 . Rg . (Tm + 17,8) . (TD)^{0,5}$$

Onde,

Et_0 = Evapotranspiração de referência (mm)

Rg = Radiação solas

Tm = Temperatura média diária ($^{\circ}C$)

$TD = T_{m\acute{a}x} - T_{m\acute{i}n}$

Os dados de temperatura foram coletados através do Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMEP) do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) dos anos entre 2003 e 2015, da estação automática de Brasília (Latitude: - 15,78; Longitude: - 47,93 e altitude (z) de 1159,54 m).

A radiação solar, em geral é medida com instrumentos radiômetros e piranômetros, entretanto, como não há dados disponíveis para essa localidade, o valor da radiação foi estimado através da interpolação dos valores de irradiância solar/dia no topo da atmosfera.

Os dados de k_c das diferentes formações florestais e agrícolas da bacia foram obtidos através da lista de coeficientes presentes no Relatório nº 56 – Irrigação e Drenagem da FAO (1998), tomando-se o valor médio do ciclo, no caso de culturas anuais (k_c *mid*).

A evapotranspiração potencial final foi representada pelo valor de E_{t0} multiplicado pelos valores de k_c para cada cultura. Os valores de k_c foram adicionados à tabela biofísica para cada tipo de uso do solo e os valores de E_{t0} foram adicionados aos arquivos vetoriais e em seguida foram gerados *rasters* no formato GRID com pixel de 10m.

3. Camada e retenção de profundidade das raízes

A camada de restrição das raízes, é a profundidade do solo (mm) a partir da qual a penetração das raízes é impedida por fatores físicos ou químicos do solo. As profundidades médias dos diferentes tipos de solos encontrados na bacia, foram obtidas no Manual Técnico de Pedologia – IBGE de 2007. As profundidades radiculares para os diferentes culturas e formações florestais da bacia foram obtidos no Relatório nº 56 da FAO – Irrigação e Drenagem (1998). Um *raster* contendo cada tipo de solo e foi criado, com pixels de 10 x 10 m, para entrada no modelo.

4. Quantidade de água disponível no solo (PAWC)

A quantidade de água disponível no solo é o valor da fração de água que pode ser absorvida e armazenada pelo solo, e que fica disponível para o uso da plantas. Este valor foi obtido a partir da diferença entre a capacidade de campo e do ponto de murcha permanente (mm), dividida pela profundidade de cada tipo de solo, obtendo –se um valor que varia de 0 a 1. Um *raster* contendo cada valor de água disponível para cada tipo de solos em milímetros foi criado em formato GRID com pixels de 10x10m para entrada no modelo.

5. Uso e cobertura do solo

As classes de uso e cobertura do solo foram obtidas a partir do mapeamento realizado na bacia pela TNC – *The Nature Conservancy* (2009) e ajustadas visualmente através de imagens disponibilizadas pelo *Google Earth* para todos os anos de interesse. As classes de uso do solo foram separadas em diferentes níveis de detalhamento e posteriormente agrupadas de maneira simplificar sua compreensão e facilitar a aquisição de dados (Quadro 1).

Os arquivos vetoriais (*shapefile*) foram convertidos para *raster* de valores inteiros em formato GRID com pixel no valor de 10 x10 m, e cada uso recebeu um código numérico.

Quadro 1: Chave de interpretação para simplificação do arquivo de uso e cobertura do solo.

Classificação simplificada	Classes de uso do solo mapeados
Agricultura	Bananal
	Cana
	Hortaliças
Vegetação alterada	Pousio/Vegetação não natural
Cultivo	Pomar
	Cultivos
	SAF
Mata	Mata de Galeria
Campo	Vereda/Campestre
Reflorestamento	Eucalipto
Áreas urbanas	Área urbana
Sedes e edificações	Edificação
Solo exposto	Cascalheira
	Pedreira
Pastagem	Pastagem nativa/plantada
Cerrado	Cerrado
Corpos d'água	Água
Vias não pavimentadas	Estradas internas

6. Calibração do modelo hidrológico

No modelo hidrológico do InVEST, o fator Z é um parâmetro empírico, que varia de 1 a 30 e é utilizado na calibração do modelo, sendo ele muito influenciado pelas variações de precipitação e evapotranspiração.

O valor de Z captura as características sazonais do clima da bacia que não podem ser explicadas pelas outras variáveis, e há três métodos para sua determinação (HAMEL e GUSWA, 2014; TALLIS *et al.*, 2014): i) relacionado ao número de eventos chuvosos no ano, ii) equação proposta por DONOHUE (2012) correlacionando-o com os valores de precipitação e evapotranspiração (equação 3), iii) calibração com dados observados da bacia. Para este trabalho foi utilizado o método 'iii', que posteriormente foi comparado com o resultado da equação (método ii).

$$Z = \frac{(w - 1,25)}{AWC} \cdot P$$

Onde,

Z = fator de sazonalidade

W = valor empírico (Constante = 5)

P = Precipitação média anual

AWC = Água disponível no solo (*Available water content*)

Para a determinação do valor de Z foram utilizados dados reais da bacia dos anos de 2003 a 2015. Os anos ímpares (2003, 2005, 2007, 2009, 2013 e 2015) foram utilizados para calibração do parâmetro.

Os anos pares (2004, 2006, 2008, 2010, 2012), por sua vez, foram usados para validação do valor previamente calibrado. Para a calibração, foram definidos os valores inteiros entre 1 e 30 para cada um dos anos, de forma que o valor final das vazões modeladas dos anos ímpares se aproximasse dos valores das vazões observadas na estação fluviométrica, no exutório da bacia.

Em seguida, foram eliminados os valores discrepantes (*outliers*) de Z , e o valor calibrado final foi obtido pela média dos valores de Z de cada ano individual. Este valor foi então utilizado para modelar os valores das vazões dos anos pares, validando assim o modelo.

Em seguida, foi determinado que o ano base, seria o de 2014 por possuir os dados de uso e ocupação do solo mais controlados e por não possuir falhas ou valores extremos das variáveis climáticas analisadas.

Finalmente, o modelo foi executado para o ano base (2014), gerando valores de produção de água (em m^3 /ano), que para facilitar a comparação com os valores observados, foram convertidos para m^3/s .

6.2.4. Modelo de Produção de Água Mensal

O modelo de produção de água mensal do InVEST tem como objetivo entender os efeitos da mudança na paisagem e do manejo do uso do solo na vazão, considerando a sazonalidade.

Este modelo busca quantificar as contribuições relativas de cada tipo de escoamento, através da metodologia do número curva - CN, em que o modelo assume uma distribuição exponencial da precipitação diárias, utilizando a equação(4):

$$f(x) = \frac{1}{a_{i,m}} \exp\left(-\frac{P}{a_{i,m}}\right)$$

Onde,

$f(x)$ = escoamento superficial (mm)

$a_{i,m}$ = precipitação média em mm de um dia chuvoso no pixel i , no mes m

P = precipitação total (mm)

$$a_{i,m} = \frac{P_{i,m}}{n_{i,m}} / 25,4$$

$P_{i,m}$ = precipitação mensal para o pixel i no mes m

$n_{i,m}$ = numero de eventos chuvosos no pixel i no mes m

O modelo acima considera que a quantidade água gerada em um pixel é igual a diferença entre a quantidade água precipitada e evaporada, representando um potencial de gerar uma vazão. Além disso, enfatiza as características topográficas do pixel, determinando o potencial de produção desta água de ser consumida antes de se tornar parte do canal.

A partir disso, o modelo gera três índices: um relacionado ao escoamento superficial (o que ocorre logo após as chuvas), um índice relacionado à recarga (representando a vazão de base potencial, responsável pela manutenção das vazões nos cursos d'água da bacia nos períodos secos) e um para a vazão da base real, todos em milímetros.

Obtenção dos dados hidrológicos locais:

1. Precipitação total média mensal (P_m)

Para a obtenção da precipitação média mensal da bacia, foi utilizada a mesma base de dados do modelo anual. Os dados da série histórica diária do ano base (2014) foram compilados e os valores foram adicionados aos arquivos vetoriais gerando um *raster* para cada mês no formato GRID com pixels de 10 x 10 m e arquivados em um diretório específico para entrada no modelo.

2. Evapotranspiração de referência (E_{t0m}) média mensal e coeficiente de cultura mensal (K_c)

Para o cálculo da Evapotranspiração de referência mensal também foi utilizada a equação de *Hargreaves - Samani* (1985) (equação 3), utilizando o mesmo banco de dados do modelo anual, bem com o coeficiente de cultura (k_c) para cada mês.

A E_{t0m} final foi obtida pelo produto entre o valor de E_{t0} obtido pelos valores de k_c para cada cultura. Os valores de k_c mensais foram adicionados à tabela biofísica para cada tipo de uso do solo e os valores de E_{t0} foram adicionados aos arquivos vetoriais para cada mês gerando *rasters* no formato GRID com pixel de 10m.

3. Classificação hidrológica dos solos

Os solos encontrados na bacia foram classificados (Tabela 1) de acordo com seus grupos hidrológicos estabelecidos pela NRCS (1972), levando em consideração a sua capacidade de infiltração e produção de escoamento (SARTORI, 2005).

Tabela 1: Grupos hidrológicos dos solos de acordo com a NRCS (1972)

Grupo de solo	Descrição
A	Solos profundos (100 a 200 cm), com baixo potencial de deflúvio (alta taxa de infiltração) possui areias em camadas profundas com pouco silte e argila (<8 %)
B	Solos profundos (100 a 200 cm) com e maior teor de argila (< 15%) e com capacidade infiltração acima da média, porem moderada tolerância a erosão
C	Solos profundos ou pouco profundos (50 a 100 cm), argilosos (entre 20 % e 30%), com baixa taxa de infiltração e baixa tolerância à erosão.
D	Solos argilosos (entre 30 % e 40 %) e quase impermeáveis. Apresenta elevado potencial de escoamento e baixa tolerância à erosão.

*Fonte: Sartori, 2005

4. Valores de CN – Numero Curva

O coeficiente de escoamento direto (CN) é um valor tabelado na literatura (Tabela 2), obtido a partir da combinação da classe de solo e o tipo de uso e manejo a ele associado.

Tabela 2: Valores de CN para os diferente grupos de solo da bacia e uso e manejo da terra (adaptado do NRCS, 1972).

Tipo de uso do solo	Superfície	CN_A	CN_C	CN_D
Agricultura	Em fileiras retas	62	83	87
	Terraceado	60	79	82
Vegetação alterada	más	49	58	78
	normais	30	55	77
Cultivo	Pobres	68	86	89
	Terraceado	57	78	89
Mata	normais	36	70	76
	densas	26	62	69
Campo	normais	30	71	78
	densos	25	70	77
Reflorestamento	normais	47	66	78
	esparcos	25	55	77
Áreas urbanas	de superfície dura	90	95	90
	normais	25	55	77
Sedes e edificações	más	72	87	89
	normais	56	86	91
Solo exposto	más	77	0	0
	normais	25	0	0
Pastagem	pobres	47	81	88
	normais	25	75	83
Cerrado	Pobres	47	66	78
	normais	25	55	77
Corpos d'água	-	0	0	0
	-	0	0	0
Vias não pavimentadas	más	74	90	92
	normais	56	86	91

5. Tabelas de entrada de dados

O modelo InVEST exige como dado de entrada duas tabelas do *Excel*, com os dados separados por vírgulas (**cvs*). A primeira tabela teve o número de eventos chuvosos em cada mês do ano em questão. Esses eventos foram obtidos da base de dados diária da estação pluviométrica Taquara (Código 60472220 - ANA). Já a segunda tabela, é semelhante a tabela do modelo anual e deve conter informações dos coeficientes biofísicos. As informações obrigatórias desta tabela são:

- Códigos numéricos de cada tipo uso de solo (lucode)
- Valor de CN para cada uso em cada um dos grupos de solo definidos (CN_A, CN_B, CN_C, CN_D)
- Valor do coeficiente de cultura k_c para cada classe de uso do solo (kc)

Finalmente, após a determinação de todos os parâmetros necessários, o modelo foi executado para o ano base (2014), gerando resultados de escoamento superficial para cada mês do ano, valores de CN e outros dados intermediários para os dois cenários.

6.2.5. Modelo de Erosão e Aporte de Sedimento

Para avaliar a perda de solo em longo prazo na bacia, bem como a quantidade de sedimento retido e exportado, sob condições específicas de cultivo e práticas de manejo (WISCHMEIER, 1984) foi utilizado o modelo baseado na Equação Universal da Perda de Solo Revisada (RUSLE), dada pelo seguinte produto (equação 5):

$$A = R * K * L * S * C * P$$

Onde,

A = Perda de solo média anual ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$);

R = Erosividade da chuva e da enxurrada ($MJ\ mm\ ha^{-1}\ h^{-1}$);

K = Erodibilidade do solo ($t\ ha\ h\ ha^{-1}\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$);

L = Fator de comprimento de rampa (adimensional);

S = Fator de gradiente da vertente (adimensional);

C = Fator de uso e manejo do solo (adimensional);

P = Fator de práticas conservacionistas (adimensional).

Inicialmente o modelo computa um índice de conectividade e em seguida, calcula a quantidade de sedimento que é transportado por cada pixel (unidade de área) de acordo com a direção do declive até o curso do rio.

Os resultados deste modelo incluem a quantidade de sedimento que chega até o exutório da bacia em toneladas para um período anual, bem como a quantidade de sedimento que é retida pela vegetação e pelas características topográficas da área.

Obtenção de dados

1. Fator R – Erosividade da Chuva

O fator erosividade da chuva (fator R) é calculado com base em registros pluviométricos e expressa a capacidade da chuva de causar erosão. Foi calculado conforme a equação (6) de Val *et al.* (1986) desenvolvida para a região Centro-Oeste e criado um arquivo raster (GRID com pixel de 10m) com o valor de R para toda a bacia.

$$R = 125,59 \sum \left(\frac{M_i^2}{P_a} \right) 0,603$$

Onde:

R = erosividade anual da chuva e enxurrada ($MJ\ mm\ ha^{-1}\ h^{-1}$);

M_i = precipitação mensal (mm); e

P_a = precipitação anual (mm).

2. Fator K – Erodibilidade do Solo

A erodibilidade do solo (fator K) representa a reação do solo aos processos erosivos de natureza hídrica (WISCHMEIR e SMITH, 1978). Ele é calculado com base nas porcentagens de areia, silte e argila presentes em cada tipo de solo. Com base nas informações do levantamento dos tipos de solos encontrados na bacia, este fator foi estimado através de estudos previamente produzidos por Chaves e Piau, 2008.

3. Fatores L e S

Para o cálculo dos fatores de comprimento da rampa (L) e de declividade (S) o modelo utiliza a metodologia desenvolvida por Desmet e Govers (1996) dado pela equação (7):

$$LS_i = S_i \frac{(A_{i-in} + D^2)^{m+1} - A_{i-in}^{m+1}}{D^{m+2} \cdot x_i^m \cdot (22,13)^m}$$

Onde,

S_i = fator de declividade para cada pixel

$S = 10,8 \cdot \text{Sen}(\theta) + 0,03$ se $\theta < 9\%$

$S = 10,8 \cdot \text{Sen}(\theta) - 0,50$ se $\theta > 9\%$

A_{i-in} = área em m^2 de contribuição (*flow direction*)

D = dimensão linear (m) do pixel

x = direção calculada através da ferramenta aspect de cada pixel

m = fator exponencial da equação.

$m = 0,2$ se a declividade $< 1\%$

$m = 0,3$ se $1\% < \text{declividade} < 3,5\%$

$m = 0,4$ se $3,5\% < \text{declividade} < 5\%$

$m = 0,5$ se $5\% < \text{declividade} < 9\%$

$m = \beta / (1 + \beta)$ e $\beta = \text{Sen}(\theta)^{0,8} / 0,0986 + 0,56$ se declividade $> 9\%$

4. Fator C – Uso e manejo do solo

O Fator C representa um coeficiente de práticas de uso e manejo do solo. Ele é calculado com base em estudos experimentais de campo e com base nas informações de uso e cobertura do solo da bacia, este fator foi obtido através de dados presentes na literatura para a região do Distrito Federal considerando os diferentes cenários e as boas práticas de manejo (BPM's) definidas. Essas ações englobam basicamente métodos de conservação do solo (terraceamento, plantio direto) e ações de reflorestamento (áreas de APP e conservação de remanescentes florestais, regeneração de áreas modificadas).

5. Fator P – Práticas conservacionistas

A variável que representa a existência ou não de práticas conservacionistas na área de estudo (Fator P) é definido como a razão entre a perda de solo sob uma prática específica e aquela sob cultivo morro abaixo (WISCHMEIER, 1976). Por definição, na região de cerrado, o fator P é igual a 1 (WISCHMEIER e SMITH, 1978) No caso das áreas agrícolas que considerou –se que todas áreas estavam sob regime de plantio em nível, supondo neste caso o valor de $P = 0,5$. (WISCHMEIER & SMITH, 1978)

6. Cálculo da Taxa de Aporte de Sedimento

A razão entre o aporte de sedimento (Y) e a erosão total na bacia (A) é denominada Relação de Aporte de Sedimento (RAS) e pode estimar a redução no aporte de sedimentos (CHAVES, 2010), variando de 0 a 1:

$$RAS = \frac{Y}{A}$$

RAS = Relação de aporte de sedimento

A = erosão total na bacia (t ha ano)

Y = aporte de sedimento (t ano)

7. RESULTADOS E DISCUSSÃO

7.1. Cenários de Planejamento

Os cenários A e B definidos são apresentados na figura 9. O cenário A representa o uso e manejo do solo do ano de 2014, antes das ações do PPA. O cenário B representa a implementação das boas práticas de manejo do Programa em duas categorias: i) Conservação da vegetação (recuperação e recomposição os passivos ambientais nas áreas de APP ripárias da bacia e regeneração do cerrado para as áreas classificadas como “vegetação alterada”, e ii) Conservação do solo, nas áreas agrícolas e pastagens, por meio de terraços e plantio em nível.

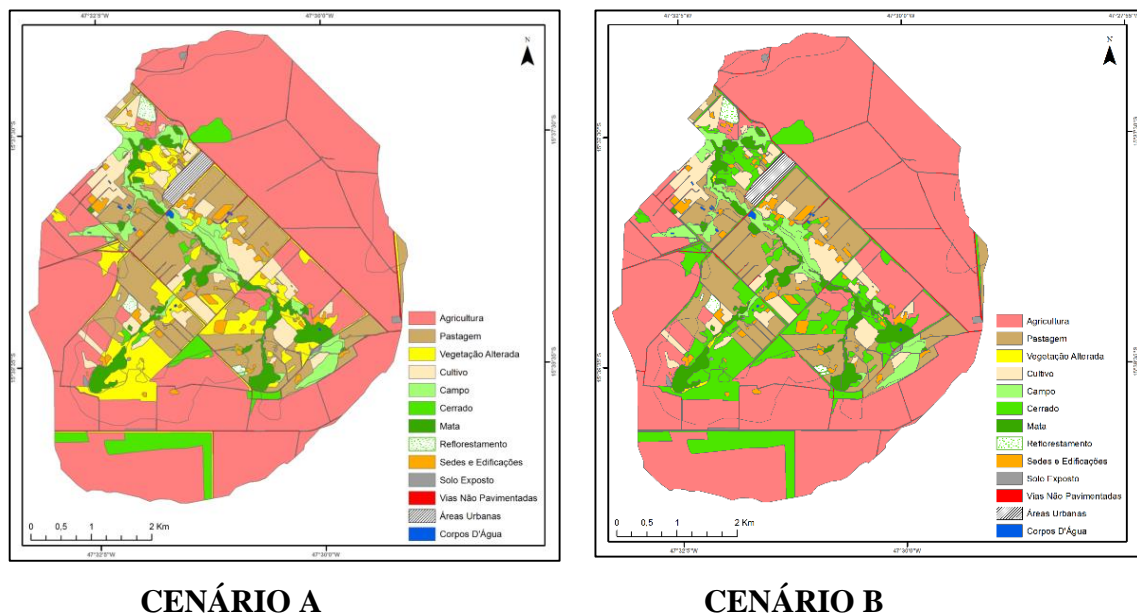


Figura 9: Cenários de uso e cobertura do solo da Bacia onde, (A) uso e cobertura atual sem intervenções e (B) uso e cobertura após práticas conservacionistas e ações de reflorestamento.

7.2. Produção de Água Anual

A precipitação total média anual da bacia observada na estação de captação indica grande variação entre os anos de 2003 e 2015 (Figura 10). Para a época analisada a média foi de 103,81 mm, com total máximo em 2014 de 1.243,20 mm, e total mínimo de 898,40 mm, em 2007.

Além disso, podemos identificar que nos últimos anos do período avaliado houve uma queda nos valores absolutos de precipitação que podem ter sido influenciados por alterações nos padrões climáticos da região onde a bacia se encontra. Esse decréscimo também foi identificado por Chaves e Piau (2008) para toda a região a bacia do Pípiripau, porém os autores concluíram que este não era significativo estatisticamente.

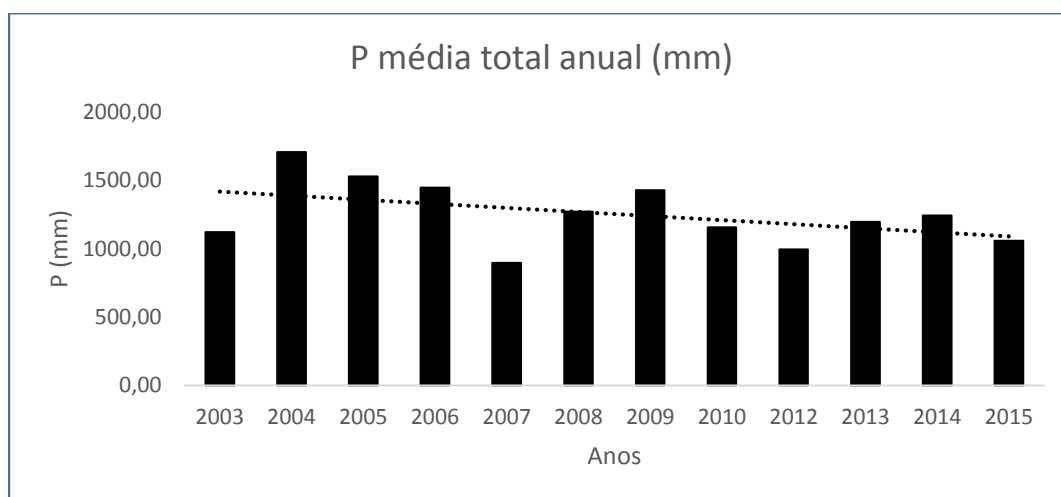


Figura 10: Precipitação total média anual da série temporal analisada

Em relação às temperaturas observadas na bacia, o valor médio foi de aproximadamente 22 ° C sendo que a menor temperatura registrada foi de 13,46 ° C em 2004 e a mais alta foi em 2015, atingindo mais de 32 ° C (Figura 11).

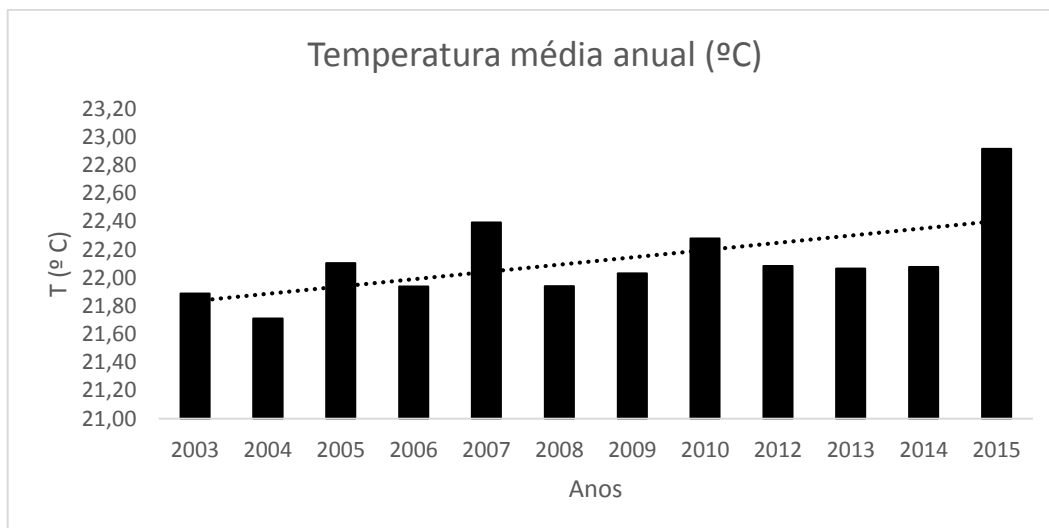


Figura 11: Temperatura média anual do período estudado

Os valores mensais estimados da radiação solar, um dos parâmetros climáticos que afeta na evaporação da água do solo e na transpiração do solo, podem ser observados na Tabela 3. Fontana e Oliveira (1996) argumentaram que este é um elemento importante para a realização de zoneamentos agroclimáticos e modelagens do crescimento da produção.

Tabela 3: Valores estimados de Radiação solar utilizados no cálculo da Evapotranspiração potencial de referência.

Mês	R _g * (mm/dia)
Jan	13,0
Fev	12,3
Mar	11,7
Abr	10,4
Mai	9,3
Jun	8,4
Jul	8,6
Ago	9,3
Set	11,0
Out	11,9
Nov	12,6
Dez	13,0

Os valores de ET_0 encontrados na bacia podem ser observados na Tabela 4. A média dos valores de ET_0 para o período estudado foi de 1154 mm, porém ressalta – se

que o ano de 2015 apresentou um valor muito superior aos demais, podendo estar relacionado as altas temperaturas observadas no mesmo ano.

Tabela 4: Valores de ET_0 calculados para bacia do Córrego Taquara

Ano	ET_0
2003	1131
2004	1104
2005	1134
2006	1120
2007	1173
2008	1142
2009	1122
2010	1186
2012	1167
2013	1168
2014	1167
2015	1236

Em relação ao uso do solo, na Tabela 5 são apresentadas as classes definidas pela chave de interpretação e os códigos que cada uma assumiu, de 1 a 13. Em relação ao déficit de vegetação nativa identificado nas áreas de APP, cerca de 86% são devido as áreas de vegetação alterada e apenas 1,1493 ha dos passivos são devido as pastagens.

Tabela 5: Códigos numéricos estabelecidos para cada classe de uso do solo e suas respectivas áreas.

Uso e Cobertura do solo	Código	Área (ha)
Agricultura	1	2098,0824
Vegetação alterada	2	274,4677
Cultivo	3	180,9346
Mata	4	122,9287
Campo	5	123,9827
Reflorestamento	6	18,1996
Áreas urbanas	7	27,4145
Sedes e Edificações	8	60,3417
Solo Exposto	9	9,0437
Pastagem	10	454,4703
Cerrado	11	119,6289
Corpos d'água	12	3,6379
Vias não pavimentadas	13	72,6237
Área total		3565,7564

As vazões médias observadas na estação fluviométrica são apresentadas na tabela 6. O valor médio da área estudada para todos os anos foi de 0,43 m³/s. Camelo (2011) verificou que para a bacia do Pipiripau, o valor médio anual da vazão é de aproximadamente 2,3 m³/s. Ressalta-se que essa vazão é referente à observação do posto fluviométrico que se localiza a jusante do exutório da bacia. A vazão observada na Bacia do Taquara representa cerca de 18% do total da vazão da Bacia do Ribeirão Pipiripau.

Tabela 6: Vazões médias (Q m³/s) registradas pela estação fluviométrica durante o período estudado.

Ano	Q média(m ³ /s)
2003	0,2687
2004	0,5284
2005	0,5969
2006	0,6115
2007	0,4946
2008	0,4303
2009	0,5180
2010	0,4119
2012	0,2959
2013	0,2970
2014	0,2970
2015	0,3614

O valor máximo anual foi de 0,61 m³/s obtido no ano de 2006 e o valor médio mínimo ocorreu em 2003 (0,26 m³/s). Como se pode verificar na Figura 12, há uma tendência de diminuição significativa das vazões ao longo dos últimos anos. Essa mudança pode estar correlacionada as alterações do regime de uso e ocupação do solo, a urbanização da bacia e as conversões de áreas naturais em pastagens e áreas destinadas ao cultivo.

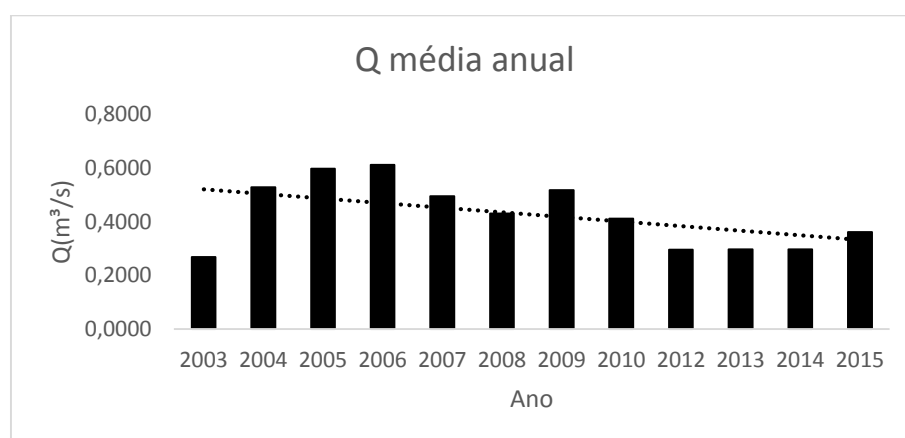


Figura 12: Vazões médias anuais (m³/s)

A calibração do modelo usando os dados da série histórica disponível estão apresentados na tabela 7, com os valores de Z encontrados para cada ano.

Tabela 7: Resultados da Calibração do Modelo de Vazões anuais

Ano	Q média obs(m³/s)	Q média calc(m³/s)	Fator Z
2003	0,269	0,267	24
2005	0,597	0,605	30
2007	0,495	0,521	2
2009	0,518	0,510	30
2013	0,297	0,298	26
2015	0,361	0,369	9

Durante a calibração, ficou evidente que o valor de Z é inversamente proporcional ao valor da vazão calculada.

Menores valores de precipitação tendem gerar um valor de Z menor, alterando significativamente na média final, como foi o caso do ano de 2007, e da mesma forma, valores muito altos de evapotranspiração na série temporal estudada (no caso o ano de 2015) também tendem a reduzir o valor de Z, alterando também a média.

Por isso, ambos os anos foram considerados como *outliers* e retirados das análises, o que resultou num valor médio de Z igual a 27. O valor de r^2 para a calibração foi de 0,92 (Figura 13).

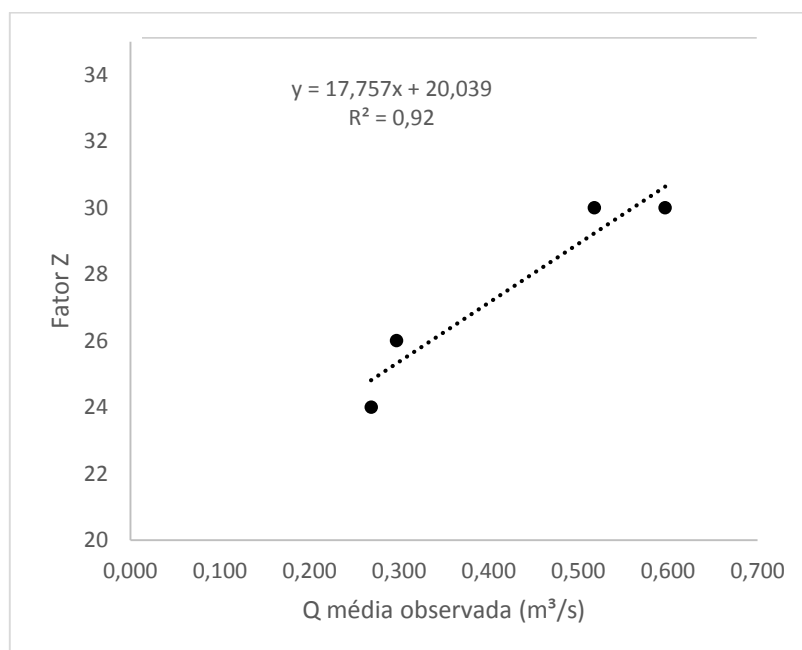


Figura 13: Relação entre o valor de Z calibrado e a vazão observada da bacia (m³/s)

Este valor médio de Z ficou muito próximo do resultado do valor calculado segundo a equação (3) proposta por Donohue (2012), ou seja, $Z = 26$. A utilização do valor de $Z = 27$ para os anos pares (tabela 8) apresentou um valor de $r^2 = 0,53$, quando comparado com as vazões observadas, evidenciando a necessidade de um melhor ajuste para a obtenção deste parâmetro.

Apesar disso, a média da vazão estimada foi de $0,42 \text{ m}^3/\text{s}$, muito próxima da média observada para os mesmos anos ($0,43 \text{ m}^3/\text{s}$).

Tabela 8: Resultados da Calibração do Modelo de Vazões anuais

Ano	Q média obs (m^3/s)	Q média cal (m^3/s)
2004	0,528	0,831
2006	0,612	0,550
2008	0,430	0,370
2010	0,412	0,254
2012	0,296	0,149

Uma das possíveis causas da baixa correlação do valor de Z com as vazões observadas pode estar relacionada ao uso da equação de *Hargreaves – Samani* para estimar a evapotranspiração potencial. Buscando adequar a disponibilidade de dados à simplicidade da equação é possível que o efeito do erro associado a esta equação tenha interferido nas respostas do fator de Z .

Um trabalho semelhante foi conduzido por HAMEL e GUSWA (2014), entretanto, os autores ao invés de analisarem uma série temporal de dados, utilizaram diferentes bacias para calibrar o fator Z e validar a modelagem, com resultados satisfatórios na predição da vazão. Além disso, os autores ressaltaram que o fator Z é sensível a cada bacia estudada, pois além de levar em consideração as variáveis climáticas, também consideraram a distribuição espacial do uso do solo e a porcentagem de área vegetada na bacia.

Para avaliar o comportamento do escoamento nos cenários estabelecidos (Figura 13) o valor médio de $Z = 27$ foi mantido para capturar as características da bacia que não são refletidas pelo uso e cobertura do solo e aplicados às condições do ano de 2014 para ambas as situações.

Para o ano de 2014, a vazão observada na estação fluviométrica foi de 0,29 m³/s. No cenário A, o modelo calculou uma vazão média anual de 0,366 m³/s, e no cenário B, o resultado foi de 0,347 m³/s, representando uma redução de 5,2%.

Uma explicação para a ligeira diminuição de água para o cenário B é que as áreas de reflorestamento tendem a aumentar o consumo de água disponível do solo, devido ao processo de evapotranspiração (BROOKS *et al.*, 2013).

Com base nesses resultados, observa-se que não há, um fator de retenção que, determinando apenas o valor absoluto presente na bacia (*runoff*). Este é um fator limitante, considerando que grande parte do escoamento chega aos cursos d'água via vazões subterrâneas, sendo necessária a utilização de outros modelos para essa finalidade.

Nesse sentido, os resultados obtidos para esse modelo devem ser considerados para bacias maiores, com propósitos de irrigação em larga escala e abastecimento hidroelétrico, que exigem o conhecimento da produção de água total anual dentro da área.

5.3. Modelo de Produção de Água mensal

A precipitação mensal da bacia, observada na estação de captação o regime de chuvas característico da região, com duas estações bem definidas, um verão (dez – fev) chuvoso e um inverno (jun – ago) seco (Figura 14).

Para o ano de 2014, o total precipitado foi de 1.243 mm, atingindo a máxima no mês de dezembro, com mais de 300 mm, e o valor mínimo nos meses de maio, julho e agosto, em que não houve nenhum evento chuvoso. Neste, o mês de março apresentou um comportamento incomum, com alta precipitação, após um veranico em janeiro e fevereiro.

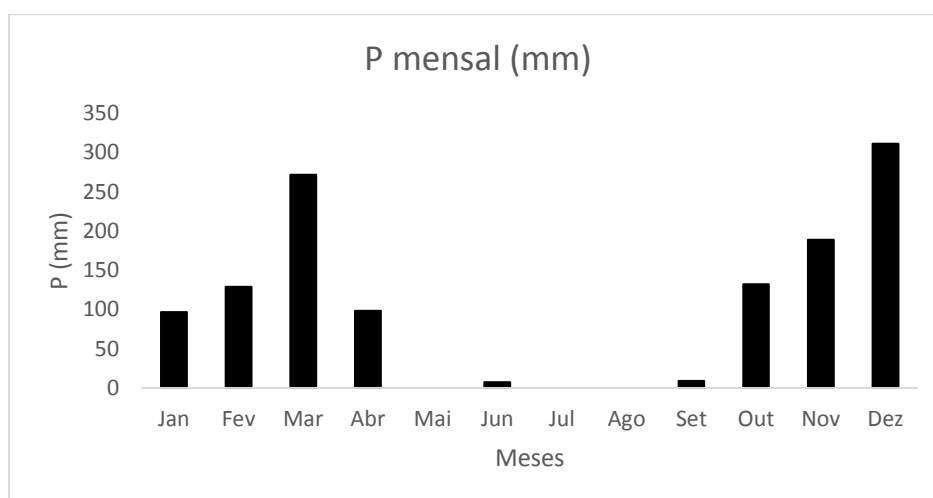
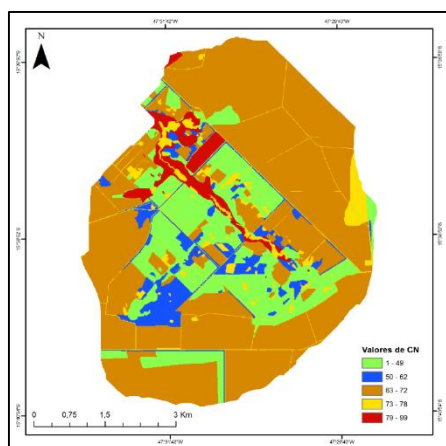


Figura 14: Precipitação mensal da bacia do Córrego Taquara para o ano base (2014)

No modelo mensal, diferente do que ocorre no anual, ao final de uma estação seca há a possibilidade de uma área com maior densidade de vegetação produzir mais água do que em uma formação campestre, por exemplo, ou um pasto. Isso se dá principalmente por conta do aumento da infiltração, que em florestas é maior, devido à pouca compactação do solo,

Na figura 15.1 estão representados os valores de CN estimados para a bacia de acordo com a classificação do NRCS (1972) adaptado para as classes de uso atuais, antes de qualquer intervenção de práticas de manejo. E na figura 15.2 estão os valores de CN no cenário B, após a implementação de boas práticas de manejo e recuperação da vegetação alterada na bacia. O valor médio de CN para o cenário A foi de 59,2 enquanto que para o cenário B esse valor foi de 50,5 indicando uma diminuição no escoamento superficial.

1



2

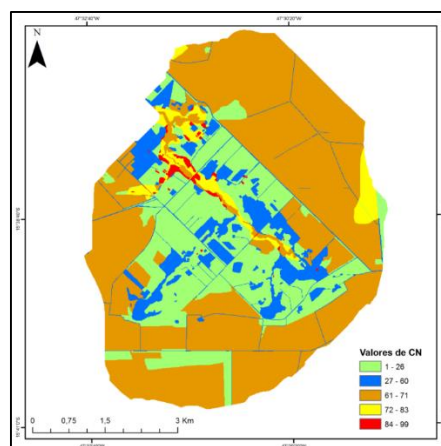


Figura 15: Valores de CN para os cenários A e B

Observando as imagens mensais nos dois cenários, apresentados no Apêndice A, é possível identificar uma tendência de maior retenção da água que corre em direção ao canal. As áreas mais vegetadas (matas e cerrado) apresentaram valores de escoamento superficial menores, para todos os meses nos dois cenários.

Para o meses de junho e setembro, que sucederam outros completamente secos, a umidade presente no solo no solo não foi o suficiente para impossibilitar a infiltração da água nos momentos de chuva, diminuindo assim o escoamento superficial em ambos.

Os valores médios do escoamento superficial para ambos os cenários são apresentados na Tabela 9, bem como seus valores totais em m³/mês (Figura 16).

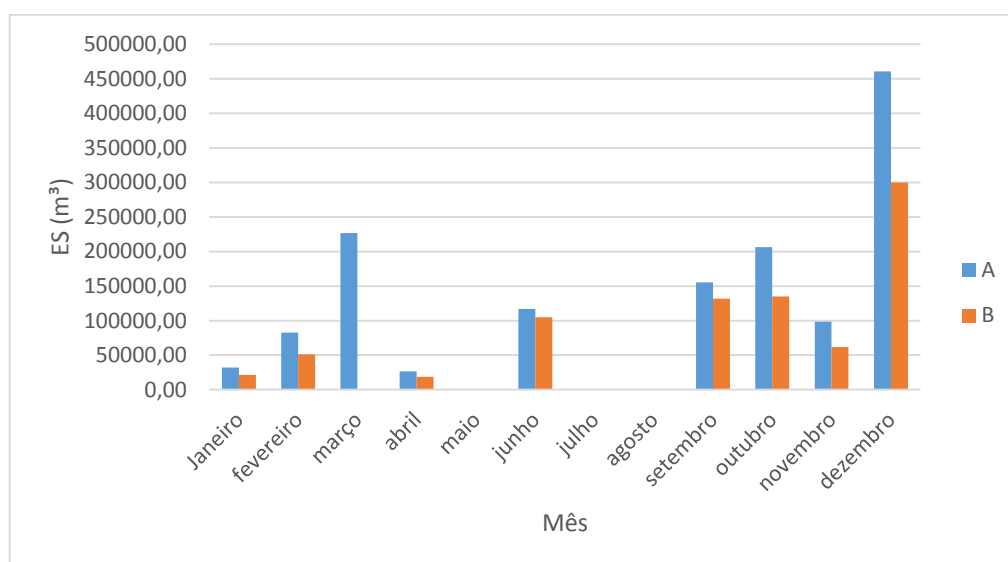
Tabela 9: Valores médios do volume de escoamento superficial mensal

	A	B	A	B
Mês	mm		m ³ **	
Janeiro	0,90	0,60	32.091	21.394
fevereiro	2,32	1,44	82.724	51.346
março	6,36	91,70	226.779	3269.765
abril	0,75	0,52	26.742	18.541
maio	0,00	0,00	0,00	0,00
junho	3,28	2,94	116.955	104.832
julho	0,00	0,00	0,00	0,00
agosto	0,00	0,00	0,00	0,00
setembro	4,36	3,70	155.465	131.931
outubro	5,79	3,78	206.455	134.784
novembro	2,76	1,73	98.413	61.686
dezembro	12,92	8,41	460.691	299.877
Total	39,44	23,12	1.406.315	824.391

*Área total da bacia: 35657200 m².

**1 mm = 1 L/m² 1 m³ = 1000 L.

Observa-se que no cenário B, que apresenta cobertura vegetal proporcionalmente maior, além das boas práticas de manejo e uso do solo nas áreas agrícolas, as médias do escoamento superficial diminuíram em aproximadamente 60%.

**Figura 16:** Comparativo do escoamento superficial (m³/mês) na bacia ao longo do ano base (2014)

A Figura 17 abaixo apresenta o escoamento de base anual, obtido pela diferença dos valores de escoamento total e superficial.

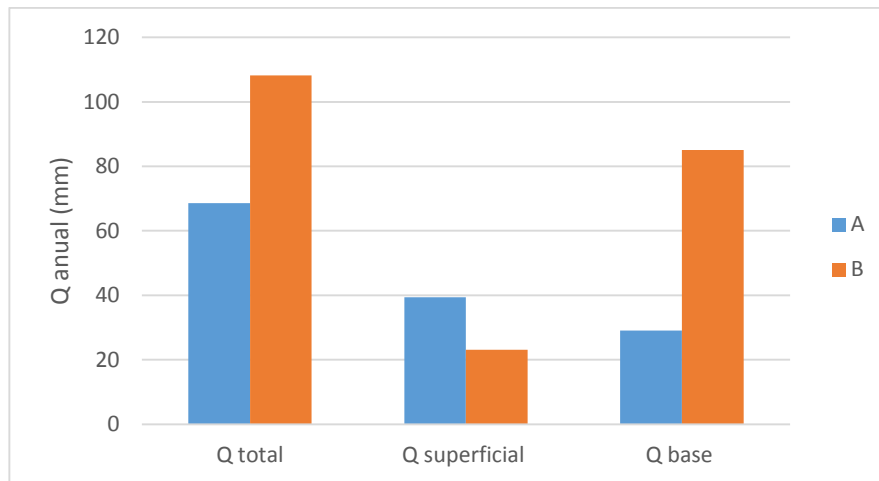


Figura 17: Comparativo do escoamento superficial ($\text{m}^3/\text{mês}$) na bacia ao longo do ano base (2014)

Com a adoção das ações do Programa PPA na bacia, se observaria uma redução um aumento médio no escoamento de base de aproximadamente 40%, o que pode ser significativo numa bacia onde há escassez de água no período de estiagem.

5.3. Erosão e Aporte de Sedimento

A Tabela 10 apresenta o resultados dos valores de precipitação média mensal e os valores da erosividade da chuva para cada mês, calculados através da equação 6. A média anual do fator R foi igual a $577,49 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Os valores de R estimados foram condizentes com os valores encontrados por CHAVES (2011), para o ano de 2011 utilizando os dados da mesma estação.

Tabela 10: Resultados do Fator R para o ano base (2014)

Mês	P média (mm)	R ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$)
Jan	96,50	467,25
Fev	129,03	663,28
Mar	271,60	1627,52
Abr	98,10	476,61
Mai	0,00	0,00
Jun	7,30	20,77
Jul	0,00	0,00
Ago	0,00	0,00
Set	8,80	26,02
Out	131,99	681,68
Nov	188,90	1050,37
Dez	311,00	1916,35
		577,49

Na tabela 11 é possível observar os valores do fator K disponíveis na literatura que foram utilizados no modelo. Maiores valores de K, como por exemplo para os Cambissolos e Neossolos Quartzarênicos indica uma maior facilidade de desagregação das partículas desses tipos de solo. Os Latossolos apresentam os menores valores de erodibilidade, o que indica que estes apresentam maior permeabilidade e menor facilidade para desagregação.

Tabela 11: Valores e referência do fator K tabelado para os diferentes tipos de solos. Adaptado de Chaves & Piau (2008).

Classificação dos Solos (SiBCS)	K (t ha h há ⁻¹ MJ ⁻¹ mm ⁻¹)
Cambissolo	0,028
Latossolo Vermelho-Amarelo	0,014
Latossolos Vermelhos	0,012
Neossolos Quartzarênicos	0,029
Gleissolos	0,041

A tabela 12 apresenta os valores provenientes da revisão bibliográfica (CHAVES, 2012) para os fatores C e P, para o cenário de uso atual (A) e para o cenário envolvendo a adoção das boas práticas de manejo (B) para cada uma das classes de uso do solo.

Tabela 12: Valores e referência dos fatores CP tabelados para os diferentes tipos de solos (para os dois cenários)

Fatores C e P					
Tipo de uso do solo	Código	C antes	P antes	C depois	P depois
Agricultura	1	0,25	1,0	0,06	0,5
Vegetação alterada	2	0,04	1,0	0,02	1,0
Cultivo	3	0,25	1,0	0,06	0,5
Mata	4	0,03	1,0	0,01	1,0
Campo	5	0,04	1,0	0,02	1,0
Reflorestamento	6	0,05	1,0	0,02	1,0
Áreas urbanas	7	0,04	1,0	0,01	1,0
Sedes e edificações	8	0,04	1,0	0,01	1,0
Solo exposto	9	0,25	0,5	0,06	1,0
Pastagem	10	0,06	1,0	0,03	1,0
Cerrado	11	0,04	1,0	0,02	1,0
Corpos d'água	12	0,00	0,00	0,00	1,0
Vias não pavimentadas	13	0,05	0,00	0,05	1,0

A figura 18 demonstra os resultados do modelo de aporte de sedimentos do InVEST para os dois cenários estabelecidos.

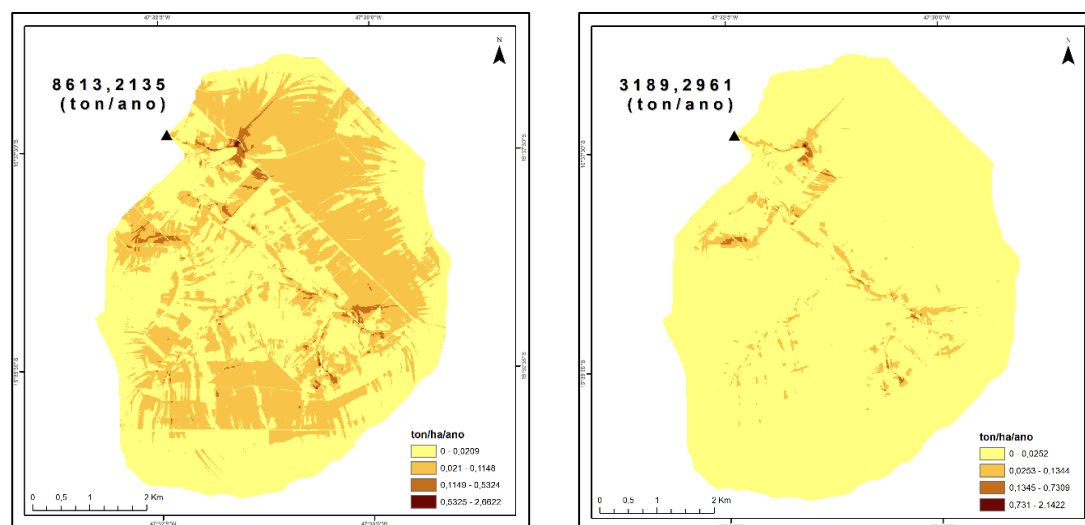


Figura 18: Resultado da perda de solo (USLE) na bacia nos cenários A e B

No cenário A, a perda de solo total foi de 8.613 t ano⁻¹, o que representa aproximadamente 1/3 (34 %) do valor estimado para toda a bacia do Pipiripau (CHAVES e PIAU, 2008), de 25.012 t ano⁻¹ considerado como moderado (LIMA *et al.*, 2001).

Para o cenário B, a perda de solo média foi de 3.189 t ano⁻¹, representando uma redução de 64% em relação ao cenário A. As principais práticas que contribuíram para a redução da erosão na bacia foram o reflorestamento, terraceamento, o plantio em nível, e o plantio direto.

Tabela 13: Comparativo da Erosão da Bacia do Pipiripau com a Bacia do Córrego Taquara.

		Bacia do Córrego Taquara	
	Bacia do Pipiripau	A	B
Área (há)	23500	3565,72	3565,72
Erosão total t ano-1	25012	8613,21	3189,29
Erosão média t há-1 ano-1	1,06	2,42	0,89

Em relação aos valores de retenção de sedimento, é importante ressaltar que os resultados do InVEST não representam valores absolutos (toneladas/anos) e são na verdade, um índice de onde a vegetação está, de fato, agindo como uma camada de retenção (Figuras 19 - 20).

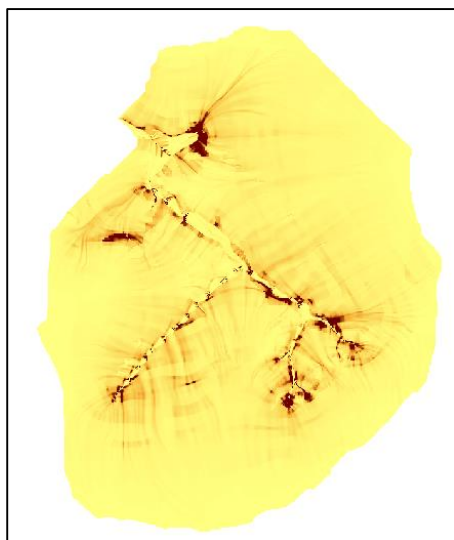


Figura 19: Potencial de redução de sedimento – Cenário A (máx = 11,9777)

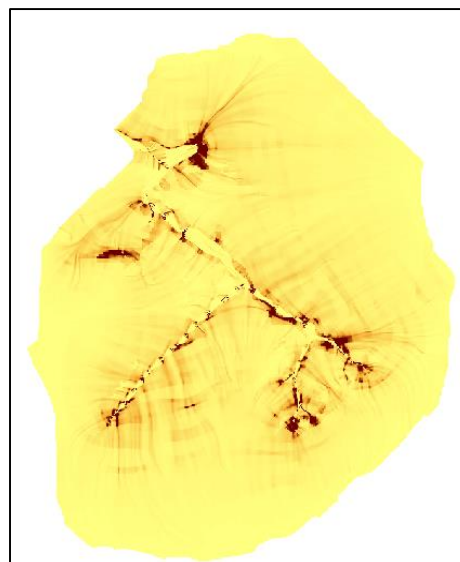


Figura 20: Potencial de redução de sedimento – Cenário B (máx = 12,0526)

As áreas escuras das figuras coincidem exatamente com as áreas com maior densidade de vegetação. A diferença entre os dois cenários foi sutil, porém indica que remoção da vegetação pode levar a uma quantidade considerável de sedimento sendo transportado em direção ao canal de água.

Já o índice de exportação, representa de fato um valor absoluto em toneladas/ano do aporte de sedimento, oriundo dos processos de erosão, que chegam até o rio (Tabela 13)

Tabela 13: Taxas de aporte de Sedimento para a Bacia do Córrego Taquara nos Cenários A e B.

Cenário	Erosão total média (ton/ha/ano)	Aporte de Sedimento ao rio (ton/ano)	Relação de Aporte de sedimento (RAS) (ton/ano)
A - uso atual	2,41	315,02	0,36
B - Revegetação das APP's e boas práticas de manejo	0,89	82,37	0,23

*Área da bacia = 3566 há

Comparando o cenário de intervenções com o atual, observou-se uma redução de 230 ton ha⁻¹ ano⁻¹ (>70%) no aporte de sedimento médio da bacia.

Um estudo realizado por Chaves, *et al.*, (2004b) indicou que os benefícios do programa Produtor de Água para toda a bacia do Pípiripau representou um abatimento

médio da erosão e da sedimentação em mais de 70%, além de outros benefícios de aumento na fertilidade dos solos, aumento na capacidade de retenção de poluentes e sedimentos e na distribuição de espécies aquáticas.

Um estudo semelhante foi realizado para a região da Cantareira em São Paulo pela TNC (*The Natural Conservancy*) utilizando o modelo de aporte de sedimentos para identificar as áreas mais sensíveis à erosão além de estimar o benefício produzido em um cenário com atividades de conservação. Esse estudo também comprovou que em um cenário após práticas conservacionistas, há uma redução considerável da erosão.

Um dos limitantes observados para esse modelo, é que ele apenas indica e prevê o processo de erosão laminar, logo, outras fontes erosivas como em sulcos e as mais severas, como voçorocas, necessitam ser estudadas e identificadas utilizando outras abordagens, podendo ser fontes significantes dependendo da região estudada.

Além disso, a utilização de dados reais, obtidos em campo, com o intuito de calibrar o modelo, com certeza melhorariam a análise, possibilitando um entendimento menos especulativo e mais preditivo do comportamento da erosão na bacia.

Ainda há poucos estudos em relação a utilização do pacote de modelagem InVEST e em sua maioria são descritivos, não apresentando todas as etapas da aquisição de dados e correlações obtidas. O pacote por si só, apresenta evidências das áreas que apresentam as maiores fragilidades na região estudada, sendo necessária a integração de outras metodologias de análise para de fato priorizar áreas para conservação.

8. CONCLUSÕES

- O modelo InVEST, aplicado a bacia do Córrego Taquara, permitiu estimar os serviços ecossistêmicos de boas práticas de manejo;
- Depois de hidrologicamente calibrado, o modelo foi validado, principalmente tomando-se médias anuais de vazão;
- Com a adoção das ações do Programa PPA na bacia, o modelo prevê uma diminuição do escoamento superficial e um aumento médio no escoamento de base de aproximadamente 40%, o que pode ser relevante numa bacia onde há escassez de água no período de estiagem;
- No cenário prospectivo (B) de adoção de práticas conservacionistas, é prevista uma redução de 64% na erosão média na bacia, e de mais de 70% no aporte de sedimento, indicando um importante serviço ecossistêmico de regulação e redução da sedimentação na bacia;
- De forma prática foi desenvolvida uma rotina de execução do modelo, permitindo identificar os passos e os dados necessários para sua aplicação em outras áreas;
- Apesar da necessidade de calibração do modelo de aporte de sedimento e de vazão mensal, utilizando valores de campo melhorariam a acurácia, a análise realizada fornece muitas evidências dos benefícios esperados das ações de conservação e restauração, e pode ser utilizado como subsídio para indicadores para a priorização de áreas;
- Os resultados encontrados indicam que o modelo é robusto porém de simples aplicação, permitindo identificar como as alterações no uso e cobertura do solo geram impactos significativos.

9. REFERÊNCIAS

- ANDRADE, D.C., ROMEIRO, A.R., Serviços ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano. IE/UNICAMP ISSN 0103-9466 n. 155, 2009
- ALLEN, R.G., PEREIRA, L.S., RAES, D. and SMITH, M.,. “**Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements.**” FAO Irrigation and Drainage Paper 56. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy 1998. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/x0490e/x0490e00.htm>
- BARRAL, M.P., MACEIRA, N.O. **Land-use planning based on Ecosystem service assessment: A case study in the Southeast Pampas of Argentina.** National research Council of Argentina. ELSEVIER p.34-43, 2012.
- BERTONI, J. & LOMBARDI NETO, F. Conservação do Solo. Ícone, SP, 355 p., 1990.
- CAMELO, A.P.S. **Quantificação e valoração do serviço ambiental hidrológico resultante da recomposição de passivos ambientais na bacia hidrográfica do Ribeirão Pipiripau.** Dissertação de Mestrado, Publicação PPG EFL. DM – 155. Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 78p. 2011.
- BORROUGH, P. **Principles of geography information systems for land resources assessment.** Oxford: Clarendon, 1998.
- CHAVES, H.M.L. **Modelagem matemática da erosão hídrica: Passado, presente e futuro.** In: ALVAREZ V., V.H.; FONTES, L.E.F. & FONTES, M.P.F., eds. O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p. 731-750, 1996
- CHAVES, H. M. L.; PIAU, L., **Efeito da variabilidade da precipitação pluvial e do uso e manejo do solo sobre o escoamento superficial e o aporte de sedimento de uma bacia hidrográfica do Distrito Federal.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 32, p. 333-343, 2008
- CHAVES, H.M.L, BRAGA, B., DOMINGUES, A.F., SANTOS D.G. **Quantificação dos benefícios ambientais e Compensações Financeiras do “Programa do Produtos de Água” (ANA): I. Teoria.** Revista Brasileira de Recursos Hídricos – RBRH. Volume 9 n.3, 05-14. Jul/Set 2004a
- CHAVES, H.M.L, BRAGA, B., DOMINGUES, A.F., SANTOS D.G. **Quantificação dos benefícios ambientais e Compensações Financeiras do “Programa do Produtos de Água” (ANA): II. Aplicação.** Revista Brasileira de Recursos Hídricos – RBRH. Volume 9 n.3, 05-14 Jul/Set 2004b
- CHAVES, H.M.L, **Incertezas na predição da erosão com a USLE: Impactos e mitigação.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 34, p. 2021-2029, 2010
- CHAVES, H.M.L., ROSA, J.W.C., VADAS, R.G., OLIVEIRA, R.V.T., **Regionalização de Vazões Mínimas em Bacias através de interpolação em Sistemas de Informações Geográficas.** RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 7 N 3, P 43-51, 2002
- COSTANZA, R., D’ARGE, R., DE GROOT, R.S., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O’NEILL, R.V., PARUELO, J.,

RASKIN, R.G., SUTTON, P., VAN DEN BELT, M. **The value of the world's ecosystem services and natural capital.** Nature 387, 253-260, 1997

DAILY, G. **Nature's services: societal dependence on natural ecosystem.** Island Press, Washington, DC, 1997.

DALY, H.E., FARLEY, J. **Ecological Economics: principles and applications.** Island Press, Washington, DC, 2004

DE GROOT, R.S., WILSON, M.A., BOUMANS, R.M.J. **A typology for the classification, description, and valuation of ecosystem functions, goods and services.** Ecological Economics 41, 393-408, 2002

DEDECEK, R.A., RESCK, D.V.S., DE FREITAS JR., E., **Perdas de solo, água e nutrientes por erosão em latossolo vermelho – escuro dos cerrados em diferentes cultivos sob chuva natural.** Comissão VI – Conservação e Manejo do Solo e da Água. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 10 p. 265 -272, 1986

DELGADO, P.R., **Processos de Inundação e Situação de Risco Ambiental.** Revista Técnica da SANEPAR. v 13. nº 13, 2000

DONOHUE, R. J., M. L. RODERICK, and T. R. McVICAR **Roots, storms and soil pores: Incorporating key ecohydrological processes into Budyko's hydrological model,** Journal of Hydrology, 436-437, 35-50, 2012

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema brasileiro de classificação de solos.** 2. ed. – Rio de Janeiro : EMBRAPA-SPI, 2006

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations: **World Food Situation: Food Price Index** 2008.

FISHER, B, CONSTANZA, R. TURNER, K. R. MORLING, P. **Defining and classifying ecosystem services for decision making.** Ecological Economics 68: p. 643-653, 2009

GENELETTI, D. **Integrating Ecosystem Services in Land Use Planning: Concepts and Applications.** CID Research Fellow and Graduate Student Working Paper nº 54, Center for International Development at Harvard University, 2012

GUIMARÃES, J.; TIEPOLO, G.; BARRETO, S., **Ecosystem services modelling as a key input for decision making in the Water for São Paulo Movement.** TNC – The Nature Conservancy, Brazil.

HAMEL, P.; GUSWA, J., **Uncertainty analysis of a spatially – explicit annual water – balance model: case study of the Cape Fear catchment,** NC. Natural Capital project. Hydrology and Earth system Sciences, 2014

HARGREAVES, G.H.; SAMANI, Z.A., **Reference crop evapotranspiration from temperature.** Applied Engineering in Agriculture, St Joseph, v.1 n.2, p.96–99, 1985.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) **AR5 Summary for policy makers,** 2014.

JENSEN, M.E. **Future directions for evapotranspirations**. In: Advances in evapotranspirations, National Conference, American Society of Agricultural Engineers, Chicago (USA), 16/17/12 ASAE, St. Joseph. pp. 110-104, 1985

KOTTEK, M., J. GRIESER, C. BECK, B. RUDOLF, and F. RUBEL., **World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated**. Meteorol. Z., 15, 259-263. DOI: 10.1127/0941-2948/2006/0130, 2006 Disponível em: <http://koeppen-geiger.vu-wien.ac.at/present.htm>.

LIMA, J.E.F.W.; SANTOS, P.M.C.; CHAVES, A.G.M. & SCILEWSKI, L.R. **Diagnóstico do fluxo de sedimentos em suspensão na bacia do rio São Francisco**. Brasília, ANEEL/ANA/Embrapa, 108p, 2001.

MEYER, L.D; FOSTER, G.R; ROMKENS, M.J.M; Source of soil eroded by water from upland slopes. Washington: USDA – Agricultural Research, p.177-189, 1975 In: LIMA, V.S; **Erosão em entre sulcos e em sulcos sob diferentes tipos de preparo do solo e manejo de resíduos culturais**, dissertação UFRGS, Porto Alegre, 1997

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MA). **Ecosystem and Human Well-Being: a framework for assessment**. Island Press, Washington, DC, 2003.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MA). **Ecosystem and Human Well-Being: Synthesis**. Island Press, Washington, DC, p.53, 2005.

NRCS-USDA, **National Engineering Handbook**. United States Department of Agriculture. 2007. Disponível em: <http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detailfull/national/water/?cid=stelprdb1043063>.

PARTIDARIO, M. R., GOMES, R.C. **Ecosystem services inclusive strategic environmental assessment**. IST, Instituto Superior Técnico, Lisboa, Portugal ELSVIER p. 36-46, 2013.

PETTER, M. MOONEY, S., MAYNARD, M.S., DAVIDSNON, A., COX, M., HOROSAK, I. **A methodology to map ecosystem functions to support ecosystem services assessment**. Australian National University, 2012.

RAMOS, P.C. **Mapeamento das áreas indicativas da degradação na APA da Bacia do Rio São Bartolomeu – DF utilizando técnicas de geoprocessamento**. Dissertação de mestrado em Ciências florestais. Departamento de Engenharia Florestal – UnB 90 p., 2002.

RIBEIRO, A.C., JUNIOR, E.D.A., SILVA, C.E.M., ALBUQUERQUE, F.A. **Serviços ambientais Hidrológicos: Estudo comparativo da qualidade hídrica dos reservatórios do Prata e Tapacurá em Pernambuco**. CIENTEC Vol. 7 nº 1 p. 132-146, 2015.

ROCHA, C. H.B. **Geoprocessamento: tecnologia transdisciplinar**. Juiz de fora, MG. p. 220, 2000.

SANO, E. E.; BEZERRA, H. S.; BARCELLOS, A. O.; ROSA, R. **Metodologias para Mapeamento de Pastagens Degradadas no Cerrado**. Planaltina, DF: Boletim de pesquisa e desenvolvimento, Edição: 70 / Embrapa Cerrados, 2002.

SARTORI, A; NETO, F. L.; GENOVEZ, A.M., **Classificação Hidrológica de Solos Brasileiros para a estimativa da chuva excedente com o método do serviço de conservação do Solo dos Estados Unidos Parte 1: Classificação.** . RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos. Vol. 10, p. 05 -18. 2005

SHARP, R., TALLIS, H.T., RICKETTS, T., GUERRY, A.D., WOOD, S.A., CHAPLIN-KRAMER, R., NELSON, E., ENNAANAY, D., WOLNY, S., OLWERO, N., VIGERSTOL, K., PENNINGTON, D., MENDOZA, G., AUKEMA, J., FOSTER, J., FORREST, J., CAMERON, D., ARKEMA, K., LONSDORF, E., KENNEDY, C., VERUTES, G., KIM, C.K., GUANNEL, G., PAPENFUS, M., TOFT, J., MARSIK, M., BERNHARDT, J., GRIFFIN, R., GLOWINSKI, K., CHAUMONT, N., PERELMAN, A., LACAYO, M. MANDLE, L., HAMEL, P., VOGL, A.L., ROGERS, L., and BIERBOWER, W. **InVEST User's Guide.** The Natural Capital Project, Stanford
SILVA, C.R. ; CHAVES, H.M.L. ; CAMELO, A.P., **Calibração e validação da Equação Universal de Perda de Solos Modificada (MUSLE) utilizando dados hidrossedimentológicos locais.** Revista Brasileira de Ciência do Solo v. 35, p. 1431-1439, 2011

SILVA, L. P. **Modelagem e geoprocessamento na identificação de áreas com risco de inundação e erosão na bacia do Rio Cuiá.** Dissertação em Engenharia Urbana - Centro de Tecnologia, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa. 2007

SLOOTWEG, R.; PIETER J.H.; BEUKERING V. **Valuation of Ecosystem Services and Strategic Environmental Assessment: Lessons from Influential Cases.** Report for the Netherlands Committee for Environmental Assessment, Utrecht, 2008.

TAMBOSI, L.R., VIDAL, M.M., FERRAZ, S.F.B., METZGER, J.P., **Funções eco - hidrológicas das florestas nativas e o Código florestal.** Estud. av. vol.29 no.84 São Paulo May/Aug. 2015

TEEB The Economics of Ecosystems and Biodiversity: **Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB,** p. 106, 2010.

TEEB The Economics of Ecosystems and Biodiversity: **Setor de negócios Brasileiro – Relatório final,** 2014.

TUCCI, C. E. M.. **Modelos Hidrológicos.** 2. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 678 p, 2005.

Wallace, K. J. (2007). **Classification of ecosystem services: Problems and solutions.** Biological Conservation 139 (3–4): 235-246

WISCHMEIER, W.H. & SMITH, D.D. **Predicting rainfall erosion losses – A guide to conservation planning.** Washington, USDA, 1978. 58p. (USDA AH-537)

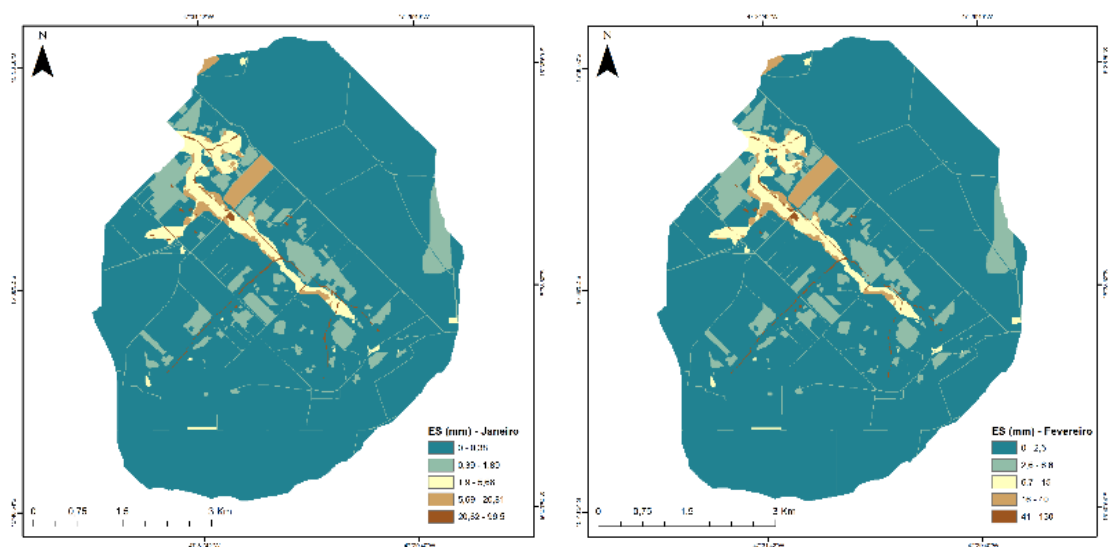
WISCHMEIER, W.H. & SMITH, D.D. Predicting rainfall erosion losses: A guide for conservation planning. USDA Handbook No. 537. Washington, 57 p., 1978.

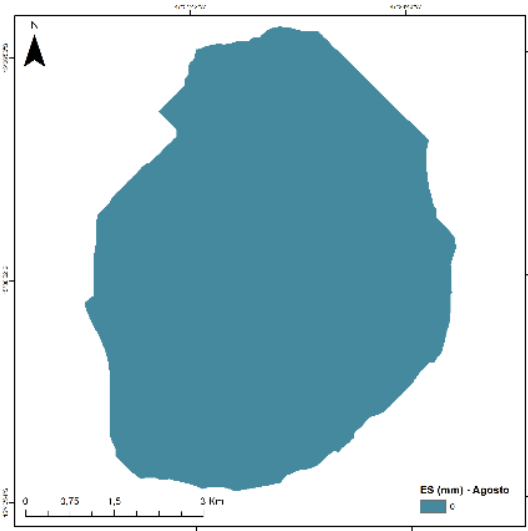
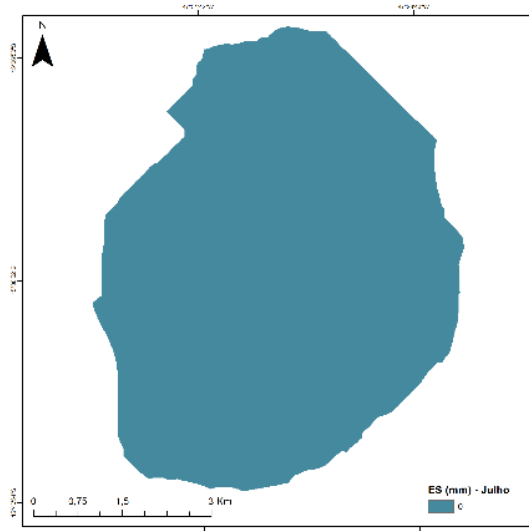
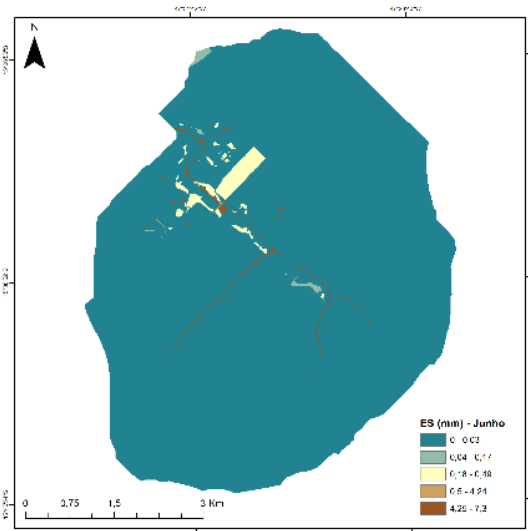
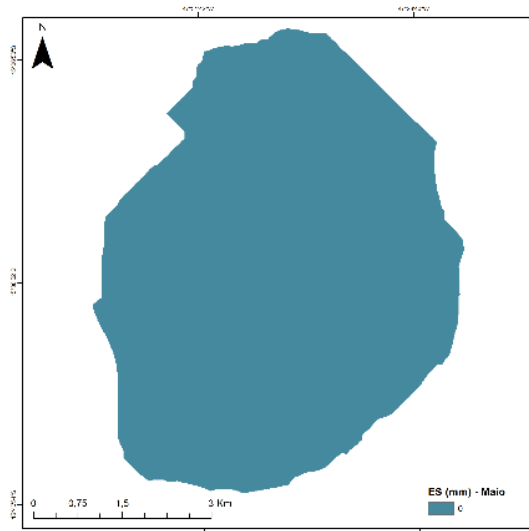
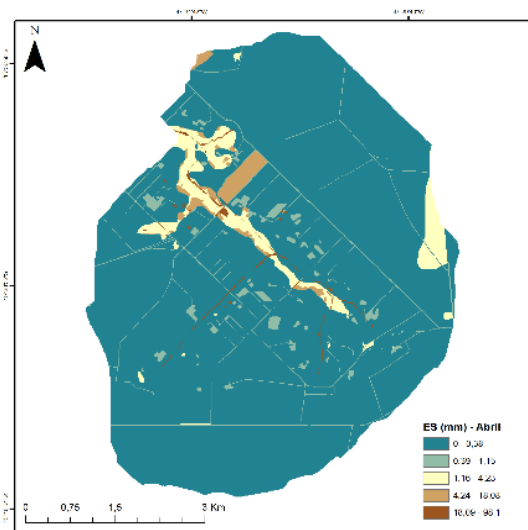
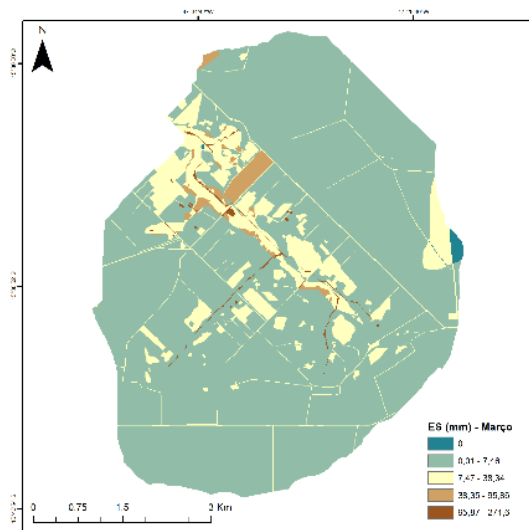
WISCHMEIER, W.H. **Use and misuse of the Universal Soil Loss Equation.** J. of Soil & Water Cons., 31(1):5-9, 1976.

WORLD WILD FOUNDATION – WWF – **From Goodwill to Payments for Environmental Services.** In: A Survey of Financing Options for Sustainable Natural Resource Management in Developing Countries, p. 28-29. 2003

APÊNDICE A

A Figura 21 apresenta a espacialização do escoamento superficial na bacia ao longo do ano base, no cenário A.





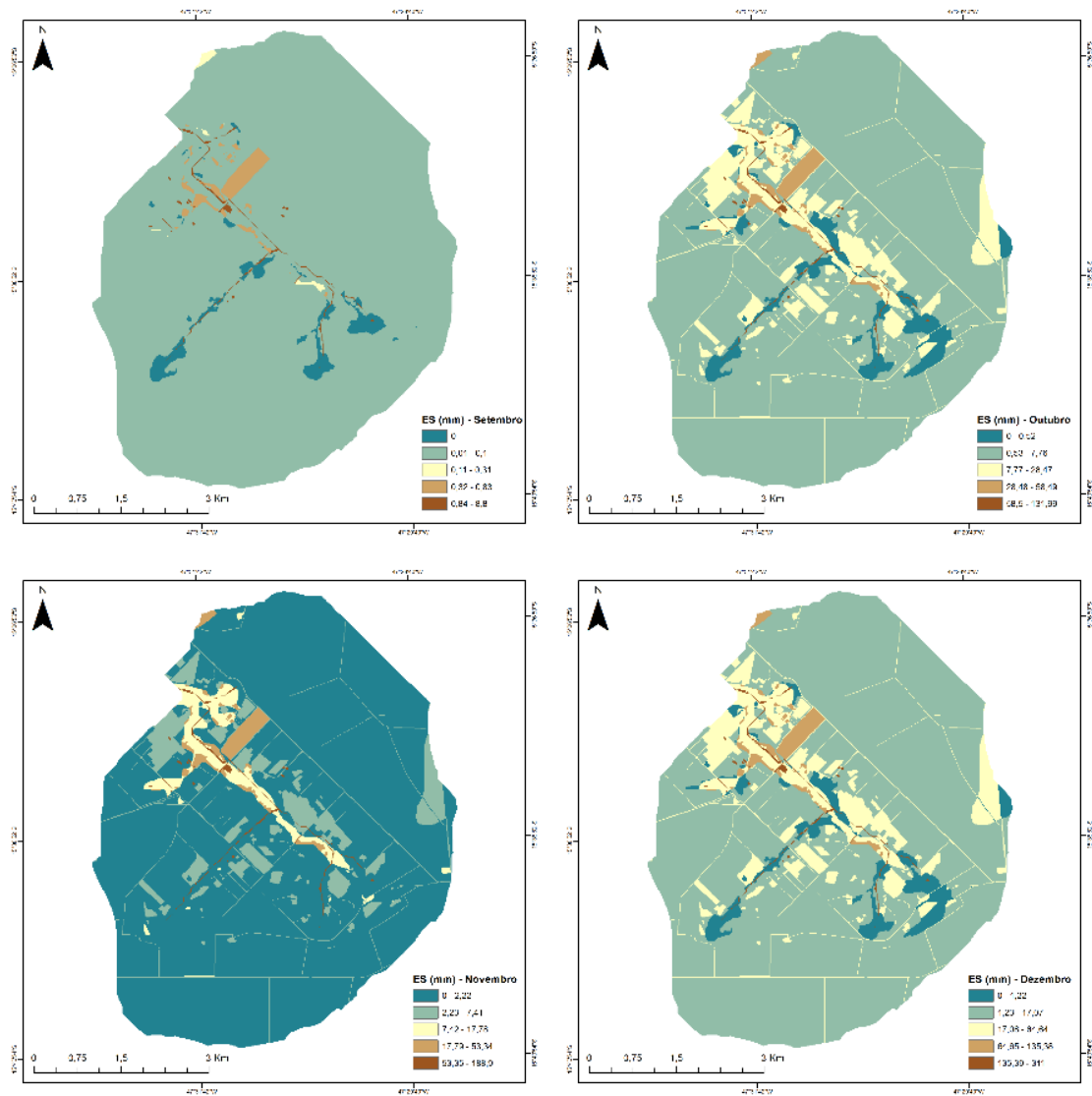
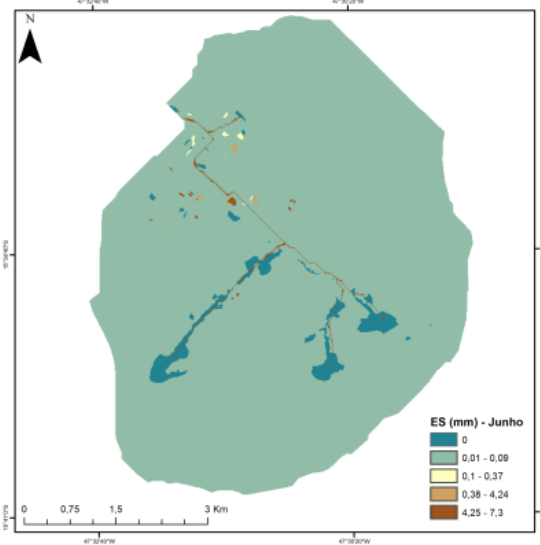
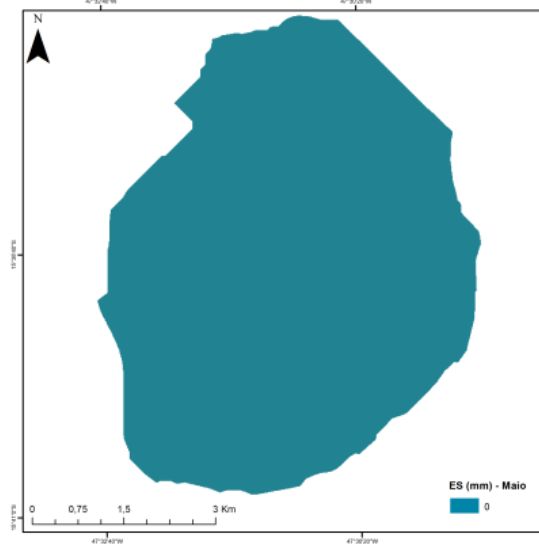
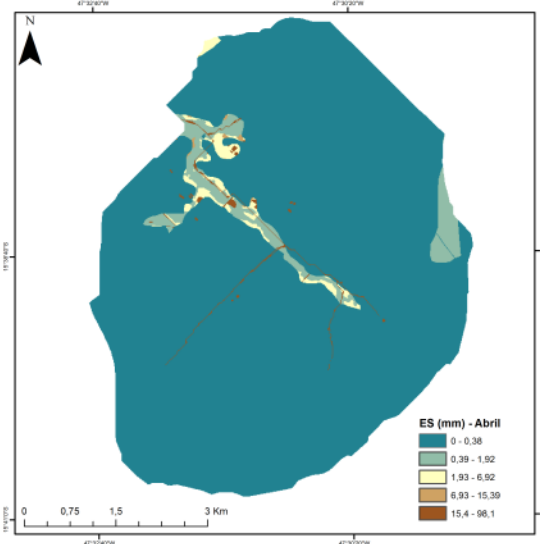
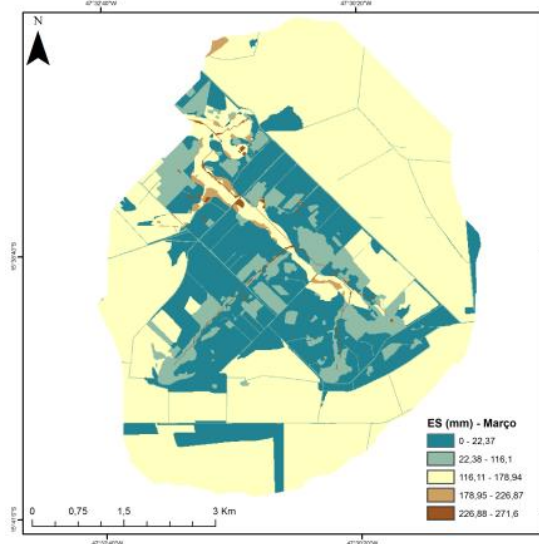
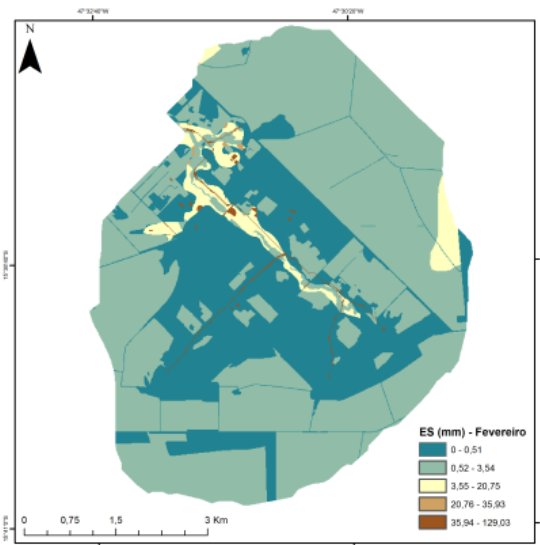
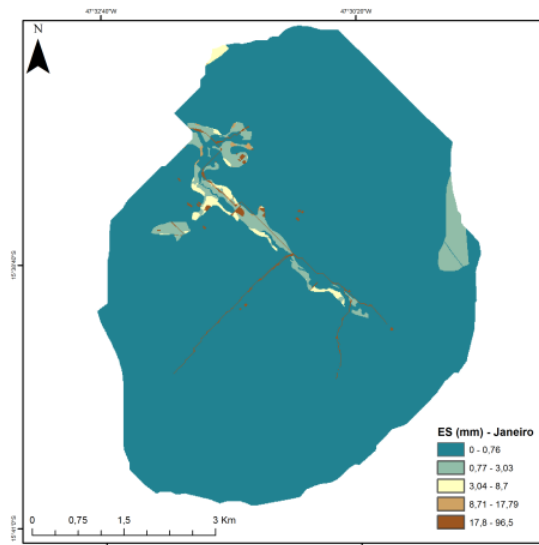


Figura 21: Espacialização do Escoamento superficial na bacia ao longo do ano Base (2014) no cenário A

A Figura 22 apresenta a espacialização do escoamento superficial na bacia ao longo do ano base, no cenário (B).



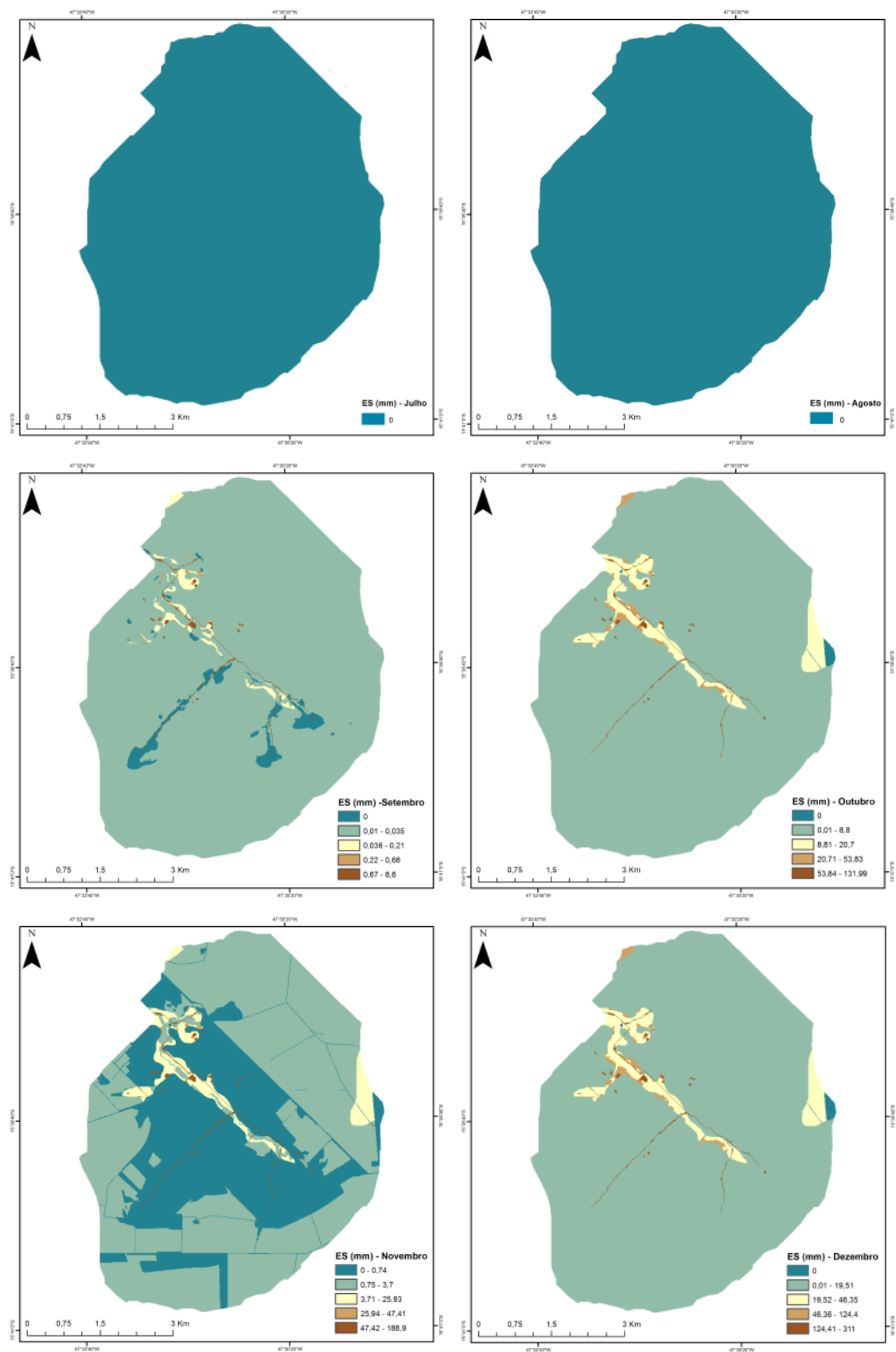


Figura 22: Espacialização do Escoamento superficial na bacia ao longo do ano Base (2014) no cenário B